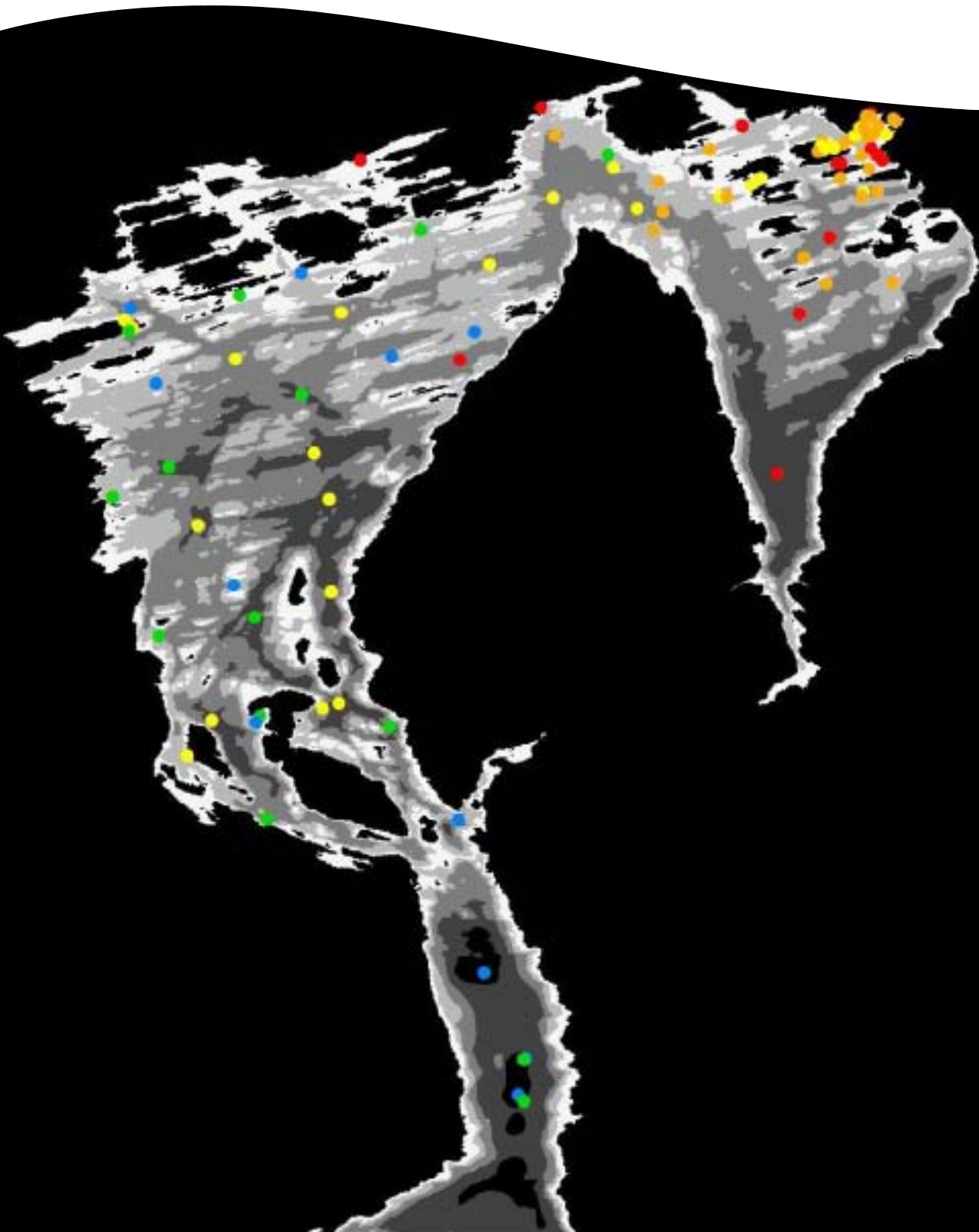


Uttesting av indekser på marin bløtbunnsfauna



Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Uttesting av indekser på marin bløtbunnsfauna	Løpenr. (for bestilling) 6255-2011	Dato 6. desember 2011
	Prosjektnr. Undernr. 11444	Sider Pris 52
Forfatter(e) Rygg, Brage	Fagområde	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Klima- og Forurensningsdirektoratet	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag: Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) ønsket å få belyst styrker og svakheter ved bruk av indeksene som benyttes for å fastsette økologisk tilstand i marin bløtbunnsfauna. To hovedtyper av indekser er i bruk på bløtbunn i Norge, nemlig artsmangfold og ømfintlighetsindekser. Kombinert bruk av de to gir som regel mest presis og robust tilstandsklassifisering. Indeksene responderer forskjellig, avhengig av hvilke faunaparametre som endrer seg langs påvirkningsgradienten, men datagrunnlaget viser ikke om indeksene responderer spesifikt på bestemte påvirkningstyper. Oksygenmangel og muligens også miljøgifter fører til en fattig fauna med få arter og få individer, mens økt organisk belastning fremmer opportunistiske arter. Det er foreslått å fornye indeksene.

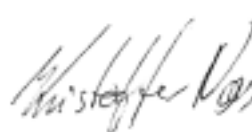
Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Indekser	1. Indices
2. Tilstandsklassifisering	2. Quality status classification
3. Bløtbunnsfauna	3. Soft-bottom fauna
4. Uttesting	4. Testing



Brage Rygg
Prosjektleder



Mats Walday
Forskningsleder



Kristoffer Næs
Forskningsdirektør

ISBN 978-82-577-5990-2

Uttesting av indekser på marin bløtbunnsfauna

Forord

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) hadde behov for å få belyst styrker og svakheter ved bruk av indeksene som benyttes for å fastsette økologisk tilstand i marin bløtbunnsfauna.

NIVA fikk i oppdrag å foreta en gjennomgang av egne data, og å teste ut de forskjellige indeksene. Kontaktperson på Klif har vært Anne Lise Bekken

Oslo, 6. desember 2011

Brage Rygg

Innhold

Sammendrag	6
Summary	7
1. Bakgrunn	8
2. Bløtbunnsfaunaundersøkelser	8
3. Indekser	9
4. Klassifisering av tilstand	9
5. Fastsetting av tilstandsklasse ut fra flere indekser og kvalitetselementer	10
6. Beskrivelser av indeksene	11
7. Trendutvikling og sammenligning mellom undersøkelser	14
8. Sammenlignende plott av de ulike indeksene	15
8.1 Kommentarer til plottene	16
9. Referansetilstand og klassegrenser	17
10. Korrelasjoner mellom indekser og påvirkninger	17
10.1 Akvakultur	17
10.2 Totalt organisk karbon (TOC) i sediment	18
10.3 Gruveavgang	22
10.4 Oksygen	24
10.4.1 Gullmarfjorden	24
10.4.2 Fjordbassenger i Sør-Norge	25
10.5 Oslofjord, avstand	26
10.6 Kristiansandsfjorden, nikkel	27
10.7 Tidsplott KYO	29
11. Regionale forskjeller	30
12. Forskjeller som skyldes habitattype	33
12.1 Sediment	33
12.2 Dyp	34
13. Videre arbeid med indekser	36
13.1 Ny ømfintlighetsindeks	36
13.2 Normalisert EQR, gjennomsnitt av flere indekser	37

13.3 Individdtetthet	37
14. Utvidelse av datatilfanget	38
14.1 Akvakulturlokaliteter	38
14.2 Region Midt-Norge	39
15. Konklusjon	39
16. Referenser	40
Vedlegg A. Sammenligning av ømfintlighetsklassifisering av arter i AMBI og ISI. Fordeling av antall arter til hver gruppe (angitt med fem farger) er den samme i ISI som i AMBI. Blå=gruppe I, grønn=gruppe II, gul=gruppe III, orange=gruppe IV, rød=gruppe V.	42

Sammendrag

Indeksene som er i bruk i Norge for å fastsette økologisk tilstand i marin bløtbunnsfauna kombinerer alle typer forstyrrelse på faunaen og viser generell forandring i samfunnet koplet til stressfaktorer. Dette viser seg tydeligst ved organisk belastning og oksygenmangel, men også miljøgiftbelastning og sedimentering er vist å påvirke tilstanden.

To hovedtyper av indekser er i bruk, nemlig indekser for artsmangfold og ømfintlighetsindekser. Kombinert bruk av de to (kombinasjonsindekser) gir som regel mest presis og robust tilstandsklassifisering. De forskjellige indeksene viser ikke alltid samme tilstand. Det varierer imidlertid fra tilfelle til tilfelle hvilken indeks som tilsynelatende egner seg best, bl. a. fordi andre faktorer enn de som er målt, kan ha betydning. Det er derfor vanskelig å rangere egnetheten av indeksene i forskjellige situasjoner. Indeksene framhever forskjellige sider ved faunaen. Det foreligger ikke kunnskapsgrunnlag for et systematisk valg mellom indekser i forhold til påvirkningstype, geografisk region eller vanntype. Miljøtilstanden fastsettes ved en samlet vurdering av flere indekser. Kombinasjonsindeksene tillegges størst vekt, og faglig skjønn brukes i tillegg.

Indeksene responderer forskjellig, avhengig av hvilke av disse faunaparametrene som endrer seg langs påvirkningsgradienten. Datagrunnlaget viser imidlertid ikke klart hvilke påvirkningstyper indeksene responderer spesifikt på. Oksygenmangel og muligens også miljøgifter fører til en fattig fauna med få arter og få individer, mens økt organisk belastning fremmer opportunistiske arter. I noen tilfeller er miljøgiftforurensning på bløtbunn kombinert med økt organisk belastning eller sedimentering. I en tidsutvikling av forurensningspåvirkning skjer det ofte en forskyvning i mengdeforholdet mellom arter. Da kan en kvantitativ ømfintlighetsindeks være best egnet til å oppdage endringene. I andre tilfeller er en ikke kvantitativ ømfintlighetsindeks bedre egnet.

Lav individtetthet er knyttet til dårlige forhold for faunaen. Denne parameteren bør derfor knyttes sterkere til tilstandsklassifiseringen.

I stedet for kombinasjonsindekser bør det vurderes å basere tilstandsklassifiseringen på et fritt utvalg av enkeltindekser, da med harmoniserte verdier beregnet ved normalisert EQR (Ecological quality ratio).

Summary

Title: Testing of indices for marine soft-bottom fauna

Year: 2011

Author: Brage Rygg

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5990-2

The Norwegian indices respond to combined pressures on the fauna and show the general change in the community. The response is most evident at organic pollution and reduced oxygen levels, but also toxic compounds and sedimentation are shown to affect fauna status.

It may vary from case to case which index will show the clearest response. Because the faun is seldom known, because several factors, even unmeasured ones, may have an effect, it is difficult to rank the suitability of the indices. The indices accentuate different features of the fauna. Two main types are in use: Diversity and sensitivity indices. Combined use of the two is assumed to give the most precise and robust status classification.

The indices respond differently, depending on which fauna parameters change along the pressure gradient, but the available data do not show whether the indices respond specifically to certain pressure types. Low oxygen levels and probably also toxic compounds cause a poor fauna with few species and individuals, whereas increased organic load favours opportunistic species. Often, toxic pollution is combined with organic load or sedimentation in marine sediments. In a pollution time trend there is often a displacement of the abundance of the different species. In such cases, a quantitative sensitivity index may be the most suitable for detecting a change. In other cases, a qualitative index indicating presence/absence of species may be more suitable.

Low densities of animals indicate bad conditions. This parameter, therefore, ought to contribute more strongly to the status classification.

In place of the combination indices, single indices using normalised EQR values should be considered.

1. Bakgrunn

Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) hadde behov for å få belyst styrker og svakheter ved bruk av indeksene som benyttes for å fastsette økologisk tilstand i marin bløtbunnsfauna. NIVA fikk i oppdrag å foreta en gjennomgang av egne data, og å teste ut de forskjellige indeksene i forhold til spørsmålene stilt nedenfor.

1. Klassifisering

Viser de ulike indeksene samme miljøtilstand (klassifisering)?

Hvis ikke, er det noen generelle trender? F.eks forhold mellom indeksene/geografiske forskjeller/sedimentkarakteristikk/påvirkningstype.

Har detaljeringsgraden på artsnivå i artslistene noe å si? Annet?

2. Tolking

Hvordan vurderes miljøtilstanden ut fra de ulike indeksene?

(One out all out/middelverdi/medianverdi/vektlegging av enkelte indekser?)

Benyttes faglig skjønn i vurderingene? Hvordan?

3. Trendutvikling

Hvordan gjøres trendanalysen, og hvordan tas høyde for eventuelle

metodeforskjeller ved prøvetaking og analyser mellom undersøkelsene?

(For eksempel forskjeller i artslister, historiske kontra nye undersøkelser med mer).

4. Anvendbarhet

Når kan en/flere indekser ikke brukes, og hvordan gjøres da klassifiseringen og trendanalysen?

5. Egne erfaringer

NIVAs egne vurderinger.

2. Bløtbunnsfaunaundersøkelser

Bløtbunnsfaunaundersøkelser som skal brukes til tilstandsklassifisering, f. eks. innenfor Vanndirektivet, skal følge internasjonal standard ISO 16665. På hver stasjon tas det grabbprøver med en 0,1 m² grabb. Normalt innsamles 2-5 parallelle prøver per stasjon, avhengig av formålet med undersøkelsen. Innholdet i grabbene spyles gjennom sikt med 1 mm hull for å fjerne finmateriale, mens dyr og annet materiale større enn 1 mm blir tatt vare på. Dyrene sorteres ut, artsbestemmes, og antall individer av hver art noteres. Indekser for artsmangfold og ømfintlighet kan deretter beregnes, og stasjonens tilstand fastsettes.

Beregning av presise indeksverdier forutsetter at foreskrevne metodikk for innsamling og opparbeiding følges, og at det er tilstrekkelig god kompetanse i artsbestemmelsene,

fortrinnsvis utført ved laboratorier som følger akkrediterte metoder. Artsnomenklatur og sporing av synonymbruk må være tilstrekkelig klar til at resultatene kan kobles opp mot internasjonal anerkjent taksonomi og nomenklatur.

3. Indekser

En indeks er en aggregering og forenkling av rådata. Forenklingen er nødvendig for å gjøre informasjonen håndterbar og anvendbar i tilstandsbeskrivelser på tvers av lokaliteter og tidsgradienter. De indeksene som nå er i bruk i Norge, antas å vise en status som ligger noenlunde nært "sann" faunastatus. Det vil være ulikt fra tilfelle til tilfelle hvor presist en indeks treffer og på hvilken side av "sann" status den treffer. Dette vil også være ulikt fra indeks til indeks.

Verdiene for hver av de enkelte indeksene regnes ut for hver grabbprøve. Når det er tatt flere parallelle prøver, beregnes verdien for hver enkelt indeks for stasjonen som gjennomsnittet for prøvene.

Indeksene kan være enkeltindekser som representerer ett biologisk forhold (for eksempel artsmangfold eller ømfintlighet), eller kombinasjonsindekser hvor to eller flere uavhengige forhold inngår (for eksempel 50 % artsmangfold og 50 % ømfintlighet). Slik kan det dras nytte av forskjellige egenskaper hos dem. Dette gir en mer robust indikasjon av status.

4. Klassifisering av tilstand

Makroinvertebratene er følsomme overfor flere typer av miljøpåvirkninger. Forskjellige arter har forskjellig ømfintlighet overfor forurensning. Dette kan brukes til å si noe om tilstanden på stasjonen. Hvis mange av de ømfintlige artene har blitt borte, kan ikke tilstanden klassifiseres som svært god eller god, men må klassifiseres som moderat eller dårligere.

Indeksverdiene varierer fra lave til høye. For de viktigste indeksene er det fastlagt grenseverdier, slik at indeksverdien kan oversettes til en tilstandsklasse. Indeksverdien kan også oversettes til en *normalisert* EQR-verdi (Ecological Quality Ratio), som er sammenlignbar mellom forskjellige indekser.

Verdien for hver indeks, sammenholdt med indeksens grenseverdier mellom tilstandsklassene, brukes ved klassifiseringen av stasjonen. Hvis indeksene viser ulike tilstandsklasser seg imellom, må det gjøres en vurdering ut fra faglig skjønn. Den interkalibrerte indeksen NQI1 (se nedenfor) skal tillegges størst vekt.

Det kan forekomme at indeksene ikke fanger opp visse trekk ved faunaen. En erfaren spesialist vil kunne se disse og konkludere med at de viser en annen tilstand enn den som indekssystemet viser. Det er særlig artssammensetningen, at visse arter mangler, eller at visse arter dominerer mer enn normalt, som gjør at det faglige skjønnnet noen ganger må tillegges

vekt. Indekssystemets resultater må i alle tilfeller presenteres slik som de er. Faglig skjønn gis som en tilleggsopplysning.

Mer om indekser og klassifisering finnes i veilederen utgitt av Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanndirektivet: *Veileder 01:2009 - Klassifisering av miljøtilstand i vann*.

Det er laget normative definisjoner for tilstandsklassene (**Tabell 1**).

Tabell 1. Normative definisjoner av tilstandsklasser

Økologisk tilstand	Vurdering (Vannforskriften, 2006)
Svært god	Mangfold og mengder for virvelløse taksa er innenfor det område som normalt forbindes med uberørte forhold. Alle taksa som er følsomme for forstyrrelser og forbindes med uberørte forhold, er til stede.
God	Mangfold og mengder for virvelløse taksa er like utenfor det område som normalt forbindes med typespesifikke forhold. De fleste følsomme taksa fra typespesifikke samfunn er til stede.
Moderat	Mangfold og mengder for virvelløse taksa er moderat utenfor det område som normalt forbindes med typespesifikke forhold. Taksa som indikerer forurensning er til stede. Mange av de følsomme artene fra typespesifikke samfunn er fraværende.
Dårlig	Omfattende endringer av verdiene for biologiske kvalitetselementer
Svært dårlig	Alvorlige endringer av verdiene for biologiske kvalitetselementer.

5. Fastsetting av tilstandsklasse ut fra flere indekser og kvalitetselementer

Veilederen (01:2009) beskriver hvordan dette kan gjøres. For å kombinere flere parametre for ett kvalitetselement (for eksempel indekser for artsmangfold og for ømfintlighet hos bløtbunnsfauna) kan middelverdien av normaliserte EQR-verdier beregnes for alle parametrene eller indeksene innen kvalitetselementet. Middelverdien angir EQR for hele kvalitetselementet og dermed også tilstandsklassen.

For å kombinere flere kvalitetselementer (f. eks. bløtbunnsfauna og planteplankton) til ett resultat for vannforekomsten gjelder ”det verste styrer” prinsippet (”one-out-all-out”). Definisjonen i vanndirektivet er: *”For kategorier av overflatevann representeres den økologiske tilstandsklassifiseringen ved den laveste av verdiene for biologiske og fysisk-kjemiske overvåkingsresultater for de relevante kvalitetselementene”*. Dette betyr at kvalitetselementet med dårligst tilstand bestemmer tilstanden for vannforekomsten. Prinsippet gjelder imidlertid ikke ved kombinasjon av ulike indekser innenfor ett kvalitetselement (indekser basert på ett og samme datasett).

Klassifiseringen gjøres altså etter at verdiene av de ulike indeksene (omregnet til normaliserte EQR-verdier) er kombinert. Det kan hevdes at denne framgangsmåten gjør bruken av fast sammensatte kombinasjonsindekser overflødig, og dermed gjør klassifiseringsarbeidet enklere. En slik forenkling bør absolutt vurderes. Problemene med internasjonal interkalibrering kan bli mindre hvis kombinasjonsindeksene utelates og bare enkeltindekser interkalibreres. Antallet indeksvarianter vil da begrenses.

Veilederen (01:2009) beskriver hvordan normalisert EQR regnes ut:

Indeksverdi ---> EQR (= Indeksverdi/Referanseverdi) ---> Normalisert EQR

Men egentlig kan man gå direkte fra indeksverdien til normalisert EQR:

Normalisert EQR = (Indeksverdi - KlassensNedreIndeksverdi)/(KlassensØvreIndeksverdi - KlassensNedreIndeksverdi)*0.2 + KlassensNormEQRBasisverdi

KlassensNormEQRBasisverdi er den samme for alle indekser og er satt til:

Basisverdi (nedre grenseverdi) i Klasse Bad (V)	= 0.0
Basisverdi (nedre grenseverdi) i Klasse Poor (IV)	= 0.2
Basisverdi (nedre grenseverdi) i Klasse Moderate (III)	= 0.4
Basisverdi (nedre grenseverdi) i Klasse Good (II)	= 0.6
Basisverdi (nedre grenseverdi) i Klasse High (I)	= 0.8

Normalisert EQR gir en tallverdi på en skala fra 0 til 1. Første desimal i normalisert EQR viser statusklassen. Tallverdiene følger en kontinuerlig skala, slik at ikke bare klassen er synlig, men også hvor lavt eller høyt i klassen indikatorverdien ligger.

Et eksempel på korrelasjon mellom normalisert EQR og en forurensningsgradient er vist i **Figur 13** (tungmetallforurensning i Kristiansandsfjorden).

6. Beskrivelser av indeksene

Norwegian Quality Index NQI1 og NQI2 er kombinasjonsindekser. Artsmangfoldindeksene H og ES₁₀₀ og ømfintlighetsindeksen ISI er enkeltindekser. Ømfintlighetsindeksen AMBI inngår i både NQI1 og NQI2. Artsmangfoldindeksen SN inngår i NQI1, mens artsmangfoldindeksen H (Shannon's index) inngår i NQI2. NQI1 er interkalibrert med andre land i Europa.

NQI1 og NQI2 er bygd opp slik at de gir 0 ved dårligst mulig tilstand og 1 ved best mulig tilstand.

NQI1 (Norwegian quality index, version 1) = $[0.5*(1-AMBI/7) + 0.5*(SN/2.7)*(N/(N+5))]$

NQI2 (Norwegian quality index, version 2) = $[0.5*(1-AMBI/7) + 0.5*(H/6)]$

hvor AMBI er en ømfintlighetsindeks, SN og H' artsmangfoldsindekser, og N er antall individer i prøven (Rygg, 2006). Verdiene 7 for AMBI, 2.7 for SN eller 6 for H er maksimumsverdier for disse indeksene. Hvis AMBI=0, SN=2.7 eller H=6, samt N er høy, blir NQI=1 (beste tilstand).

For NQI1 er det lagt inn en nedvektning av artsmangfoldsleddet når individtettheten er særlig lav. Det er fordi lav individtetthet i seg selv indikerer dårlig tilstand. Det ble ikke ansett nødvendig å legge inn nedvektning i NQI2, etter som artsmangfoldsleddet (H) allerede minker ved lave individtall (**Figur 2**).

NQI1 er brukt i NEAGIG (den nordøst-atlantiske interkalibreringen). De fleste landene bruker nå sammensatte indekser av samme type som NQI1 og NQI2. Den tidligere norske tilstandsklassifiseringen (Molvær et al. 1997) brukte to indekser for artsmangfold, H og ES₁₀₀. Disse er videreført i det nye klassifiseringssystemet, men med justerte grenseverdier for å kunne sammenlignes med de nye indeksene.

$SN = \ln S / \ln(\ln N)$ hvor S er antallet arter, og N er antallet individer i prøven (gjelder S og N til høyre for likhetstegnet, SN til venstre er kun navnet på indeksen). Ved færre enn seks individer i prøven bør SN ikke brukes (**Tabell 9**), fordi de matematiske egenskapene hos indeksen da kan lage artefakter.

Shannonindeksen (H) er en av de mest brukte artsmangfoldsindeksene, og brukes også alene som indikator på faunastatus.

$$H = - \sum (p_i) * (\log_2 p_i)$$

hvor p_i = proporsjonen av individer i prøven som tilhører arten i .

Hurlberts indeks beregner artstettheten blant antall individer. ES₁₀₀ viser det mest sannsynlige artsantallet blant 100 individer. ES₁₀₀ kan ikke beregnes hvis det er færre enn 100 individer i prøven. Da kan et lavere individtall velges som beregningsgrunnlag (f. eks. ES₅₀, ES₂₀). Presisjonen pr. prøve blir da ikke like god, men beregninger kan gjøres for flere prøver som har lave individtall.

Hurlberts diversitetsindeks (ES₁₀₀)

$$ES_{100} = \sum_{i=1}^s 1 - [(N - N_i)! / ((N - N_i - 100)! 100!)] / [N! / ((N - 100)! 100!)]$$

hvor ES₁₀₀ = forventet antall arter blant 100 tilfeldig valgte individer i en prøve med N individer, s arter, og N_i individer av i -ende art.

Ømfintlighetsverdiene hos artene i ISI-systemet ble basert på tilstedeværelse/fravær av artene langs en gradient av stasjoner (stasjonenes ES₁₀₀-verdier) (Rygg, 2002). Ømfintlighetsverdien for en art ble definert som gjennomsnittet av ES₁₀₀-verdiene på de 5 dårligste stasjonene der arten forekom (kalt ES_{100_min5}). Resultatet var en liste med arter og deres tilhørende ES_{100_min5} verdier. Dette var trinn 1. I trinn 2 beregnes stasjonens ISI-verdi ved gjennomsnittet av ES_{100_min5} verdiene hos artene som forekommer på stasjonen. Individtallet er ikke tatt hensyn til, verken ved beregningen av artenes sensitivitesverdier (ES_{100_min5}) eller ved beregningen av stasjonens ISI. Ved bestemmelsen av "sensitivity values" ble nærstående arter slått sammen til en enhet ("ISI taxonomic unit"). Dette ble gjort pga. ulikt presisjonsnivå i artsbestemmelser, synonymbruk, eller for å få stort nok datagrunnlag til å beregne ømfintlighetsverdiene.

Hver ISI taxonomic unit skal bare ha 1 score i beregningen av ISI for prøven. For eksempel, hvis både *Cerianthus lloydi* og *Cerianthus* sp. er funnet i prøven, skal verdien 9.91 inngå bare én gang i gjennomsnittsberegningen (gjennomsnittsberegningen som gir ISI for prøven).

Hos ømfintlighetsindeksen AMBI er hver art tilordnet en ømfintlighetsklasse (ecological group, EG): EG I=sensitive arter, EG II=indifferente arter, EG III= tolerante, EG IV=opportunistiske, EG V=forurensningsindikerende arter. Tilordningen er gjort ved ekspertskjønn. I alt er flere tusen arter tilordnet en av de fem økologiske gruppene. Sammensetningen av makroinvertebratsamfunnet i form av andelen av økologiske grupper responderer på omfanget av forurensningspåvirkning. Ved beregningen gis arter i høyere grupper større vekt.

$$\text{AMBI} = 0 \cdot \text{EGI} + 1.5 \cdot \text{EGII} + 3 \cdot \text{EGIII} + 4.5 \cdot \text{EGIV} + 6 \cdot \text{EGV}$$

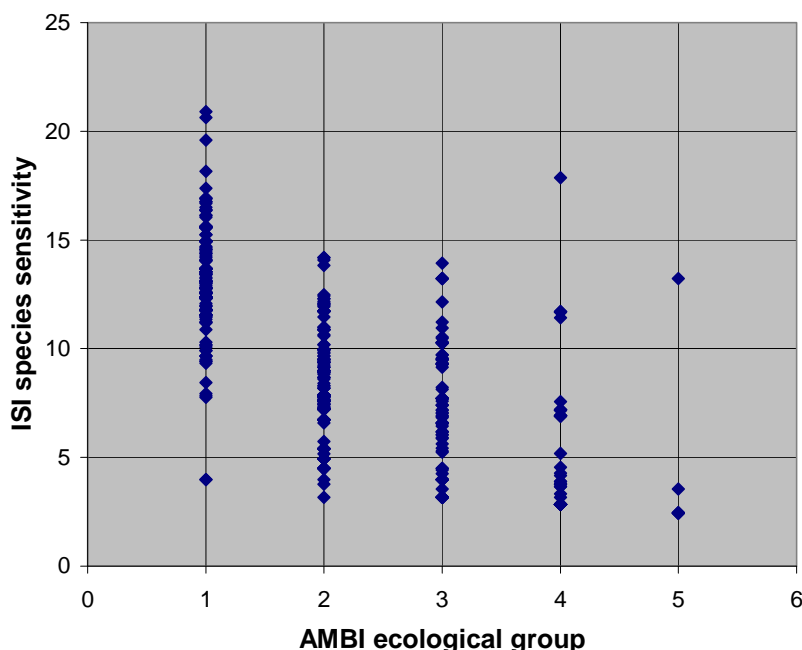
hvor EGI er andelen av individer som tilhører gruppe I, etc.

Tolerante arter gis altså en høyere vekt enn ømfintlige arter. Det kan hevdes at dette svekker AMBIs evne til å oppdage at ømfintlige arter faller bort. AMBI responderer først og fremst på endringer i de tolerante artenes forekomst.

Merk at AMBI har en omvendt skala, med bedre status ved lavere verdier. AMBI blir 0 (best mulig tilstand) hvis alle artene tilhører gruppe I. AMBI-verdien blir 6 hvis alle artene tilhører gruppe V. Hvis det er dødt i prøven, settes AMBI lik 7.

Ved beregning av stasjonens ømfintlighetsverdi er det mulig å bruke artenes verdier enten kvantitativt (som i AMBI og den svenske BQI-indeksen) eller i en beregning hvor bare tilstedeværelse/fravær av artene inngår (som i den norske ISI). Kvantitativ beregning vil si at alle individene i prøven bidrar med sin ømfintlighetsverdi, i stedet for at hver art (artens ømfintlighetsverdi) teller bare én gang.

Samsvaret mellom ømfintlighetsverdiene for samme art i AMBI og ISI er langt fra perfekt (**Figur 1**).



Figur 1. Sammenligning av ømfintlighetsklassifisering av felles arter i AMBI og ISI. Ett punkt for hver art. Detaljert liste er vist i Vedlegg A.

For noen arter er det en forskjell på flere klasser. Verdiene for ISI er fra 2002. Det ble gjort en ny gjennomgang i 2011 (ES₁₀₀_mean for NSI, se senere). Med støtte i både 2002- og 2011-resultatene bør følgende endres i AMBI (i alle fall ved klassifisering av norsk fauna):

Fra AMBI gruppe IV til II: *Prionospio cirrifera*, *Prionospio steenstrupi*, *Polycirrus*-artene

Fra AMBI gruppe III til I: *Euclymene*-artene

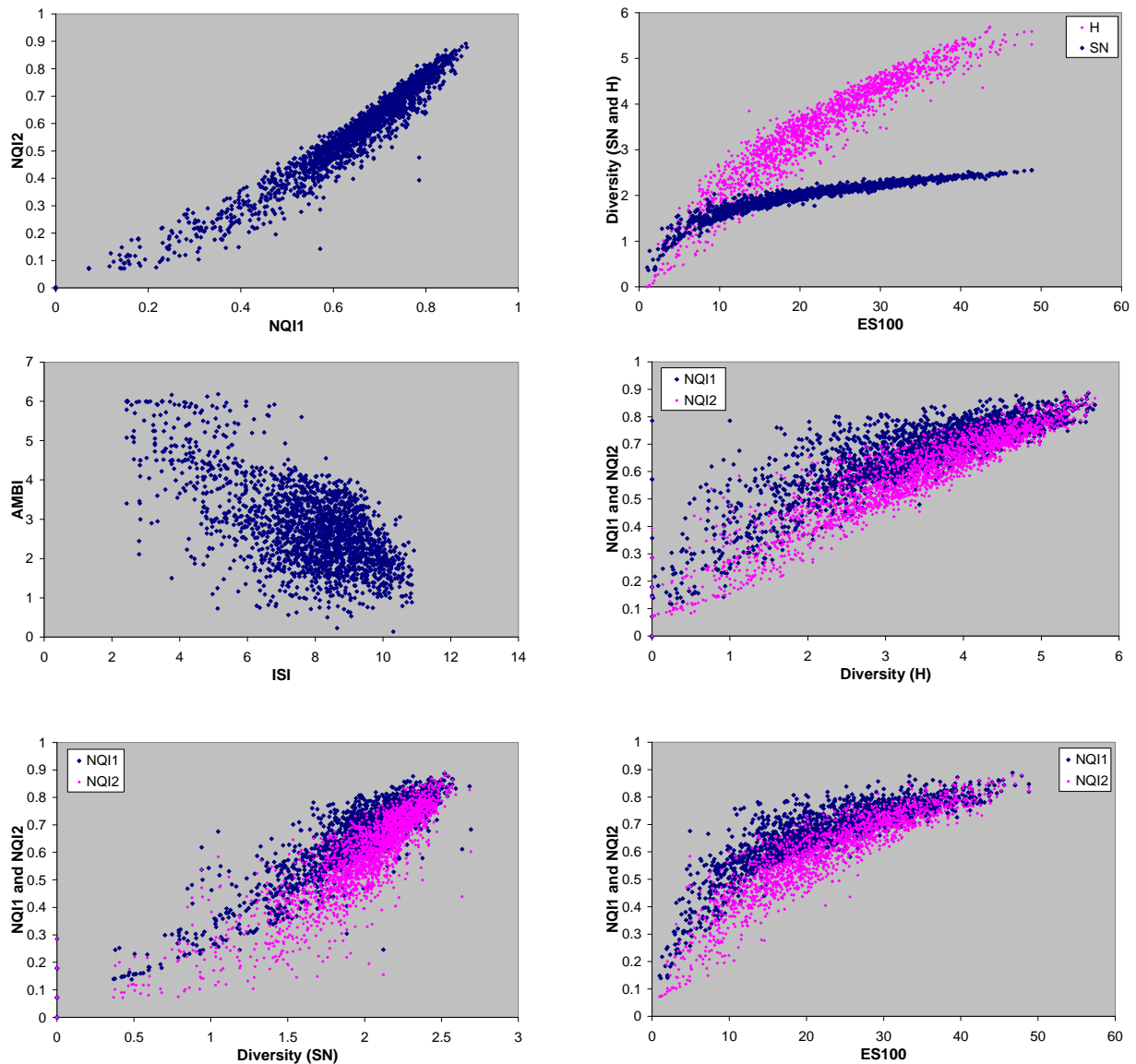
Fra AMBI gruppe I til III: *Pholoe baltica*

7. Trendutvikling og sammenligning mellom undersøkelser

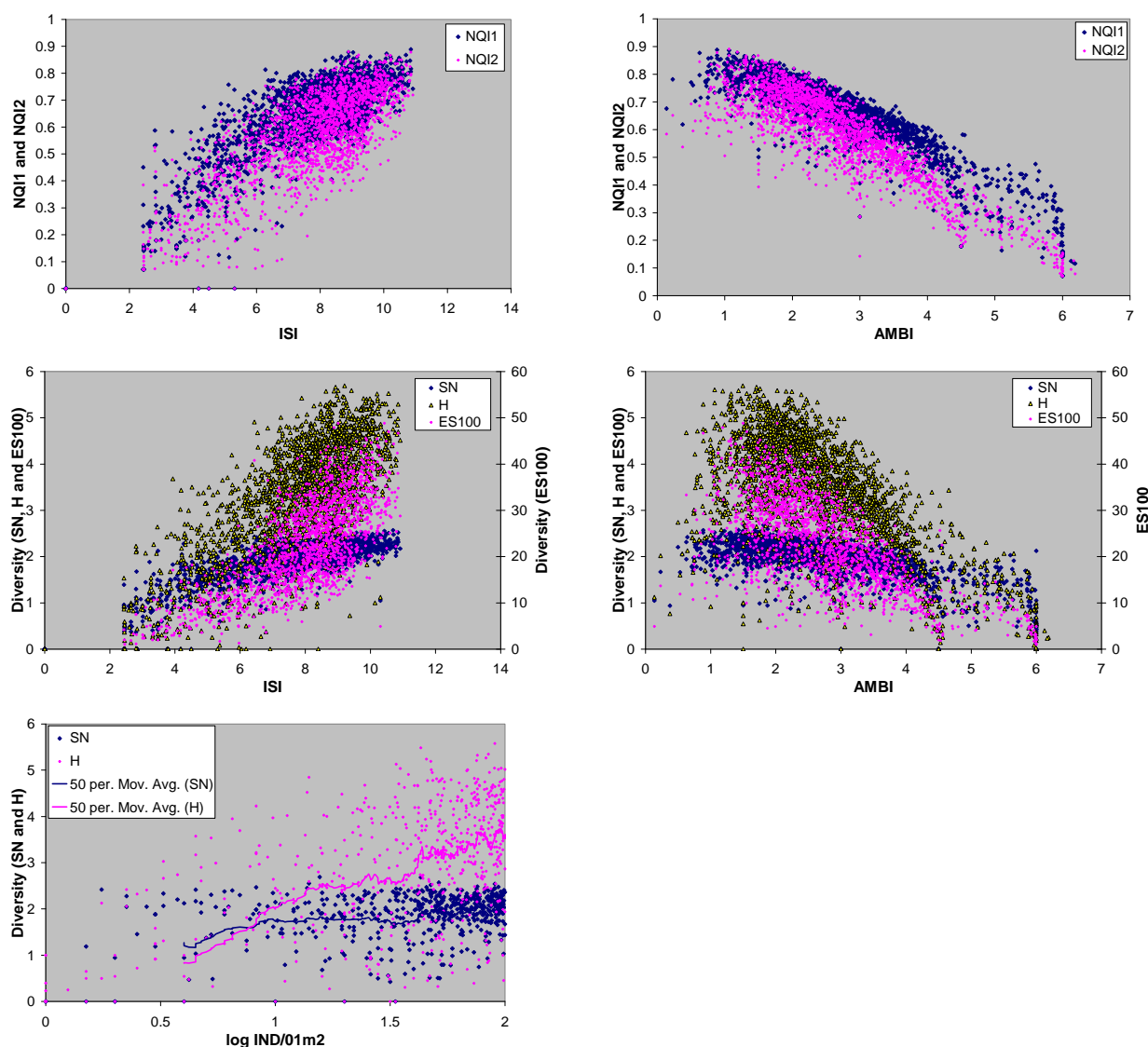
Nye undersøkelser utføres stort sett i tråd med standardiserte prosedyrer. Eventuelle avvik beskrives. Internasjonale autoritative navnelister over alle arter er nå tilgjengelige. De inneholder også synonymer, slik at det i praksis er mulig å oversette artslistene til en liste med standard artsnomenklatur. Forutsetningen er at arten er riktig identifisert. Forskjeller i presisjon vil påvirke resultatene, f. eks. ved at noen identifiserer et dyr til art, andre bare til slekt. Generelt vil høyere presisjon i identifiseringen gi høyere verdi for artsmangfold. Feilbestemmelser kan påvirke ømfintlighetsindeksen begge veier, men sjelden i særlig stor grad, fordi nærstående arter gjerne har omtrent samme ømfintlighetsverdi. I praksis er det sammenligningen av eldre og nyere undersøkelser som gir størst usikkerhet. Prosedyrer kan være dårlig beskrevet, referansemateriale gått tapt, etc. Det eneste en da kan gjøre er å anmerke at sammenligningen er mer eller mindre usikker.

8. Sammenlignende plott av de ulike indeksene

Figur 2 viser korrelasjonsplott for de indeksene som er i vanlig bruk. Plottene viser hvordan indeksene samvarierer. Dataene er fra et stort antall stasjoner fra norske fjorder og kystfarvann (NIVAs database).



Figur 2. Sammenlignende plott av ulike indekser (*figuren fortsetter på neste side*)



Figur 2. Sammenlignende plott av ulike indekser (se også foregående side).

8.1 Kommentarer til plottene

Et generelt trekk ved artsmangfoldsindeksene og kombinasjonsindeksene (hvor artsmangfold inngår) er at regresjonskurvene krummer seg. Noen indekser strekker ut spennet blant de lave verdiene, andre blant de høye verdiene. Det vil si at noen indekser skiller bedre mellom prøver i høye tilstandsklasser, mens noen skiller bedre mellom prøver i lavere tilstandsklasser. F. eks. skiller artsmangfoldsindeksen SN godt mellom lavtilstandsprøver, men ikke så godt mellom høyttilstandsprøver. NQI2 skiller bedre mellom høyttilstandsprøver enn NQI1, fordi H inngår i NQI2, mens SN inngår i NQI1. ES₁₀₀ er den artsmangfoldsindeksen som skiller best mellom høyttilstandsprøver.

Det siste plottet i figuren viser sammenhengen mellom lav individtetthet og artsmangfoldsindeksene SN og H. Nedgang i individtetthet er i seg selv en indikasjon på

dårlige miljøforhold (se eksempler senere). Det er derfor lagt inn en nedvektning for lav individtetthet i NQI1 (der SN inngår), men ikke i NQI2 (der H inngår). Grunnen er at H ikke trenger nedvektning, siden en betydelig nedvektning allerede ligger i H som sådan.

9. Referansetilstand og klassegrenser

Tallverdiene for referansetilstand og klassegrenser er foreløpig de samme for alle geografiske regioner og vanntyper i Norge. Etter hvert som ny kunnskap blir tilgjengelig, vil det bli vurdert om det er grunnlag for å ha differensierte klassegrenser for regioner og vanntyper.

Tabell 2 viser de gjeldende klassegrensene.

Tabell 2. Klassegrenser og referanseverdier hos indeksene for bløtbunnsfaunatilstand.

Indikativ parameter	Referanse-verdi	Økologiske tilstandsklasser basert på observert verdi av indikativ parameter (nye verdier, 2008)				
		Meget god	God	Moderat	Dårlig	Meget Dårlig
NQI1	0.78	>0.72	0.63-0.72	0.49-0.63	0.31-0.49	<0.31
NQI2	0.73	>0.65	0.54-0.65	0.38-0.54	0.20-0.38	<0.20
H'	4.4	>3.8	3.0-3.8	1.9-3.0	0.9-1.9	<0.9
ES ₁₀₀	32	>25	17-25	10-17	5-10	<5
ISI	9.0	>8.4	7.5-8.4	6.1-7.5	4.2-6.1	<4.2

10. Korrelasjoner mellom indekser og påvirkninger

10.1 Akvakultur

Forurensninger fra akvakulturanlegg kan ofte vise seg som sedimentering av organisk materiale like under anleggene, men en rask forbedring i økende avstand. **Figur 3** og **Tabell 3** viser eksempel fra Melvørsund.



Figur 3. Stasjonene i Melværsund med akvakulturanlegget ved MEL1 inntegnet. Ingen data fra MEL4.

Tabell 3. Indeksverdier for stasjonene i Melværsund.

Stasjon	H	ES100	SN	ISI	AMBI	NQI1	NQI2
MEL1	1.144	7.087	1.528	5.322	5.876	0.36	0.176
MEL2	4.793	31.81	2.213	7.676	2.115	0.754	0.748
MEL3	4.1	25.9	2.114	7.73	0.976	0.81	0.772

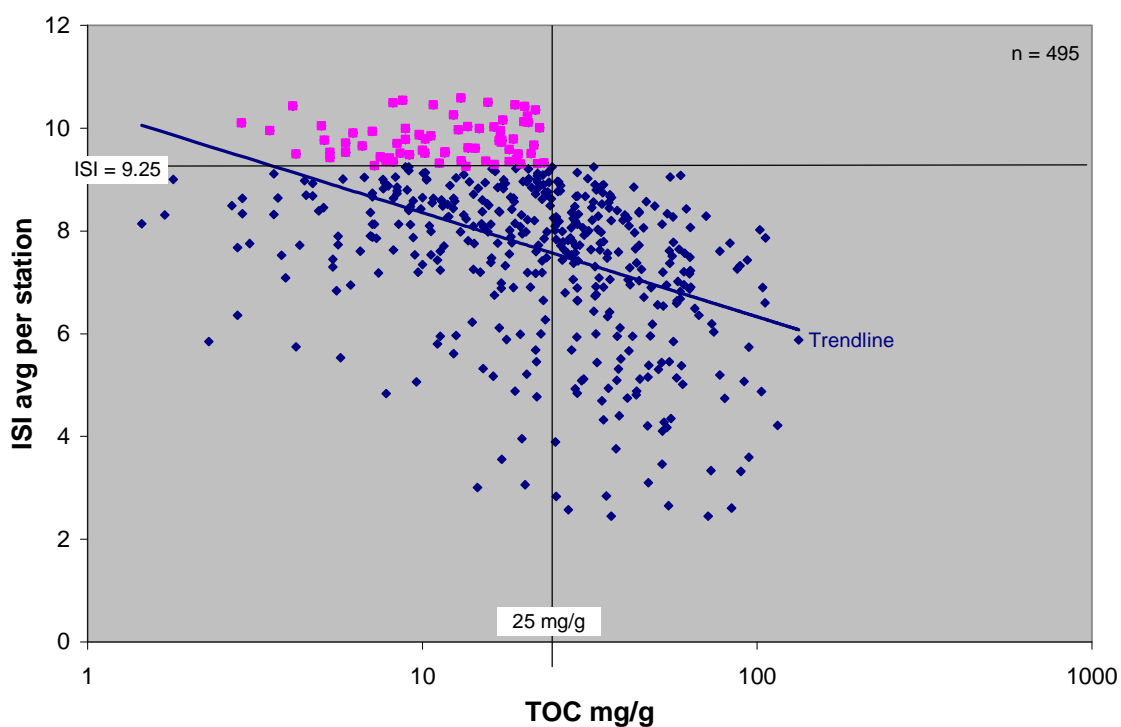
Capitella capitata dominerte på stasjon MEL1. Arten har lav ømfintlighetsverdi i ISI og tilhører gruppe V i AMBI (**Vedlegg A**)

10.2 Totalt organisk karbon (TOC) i sediment

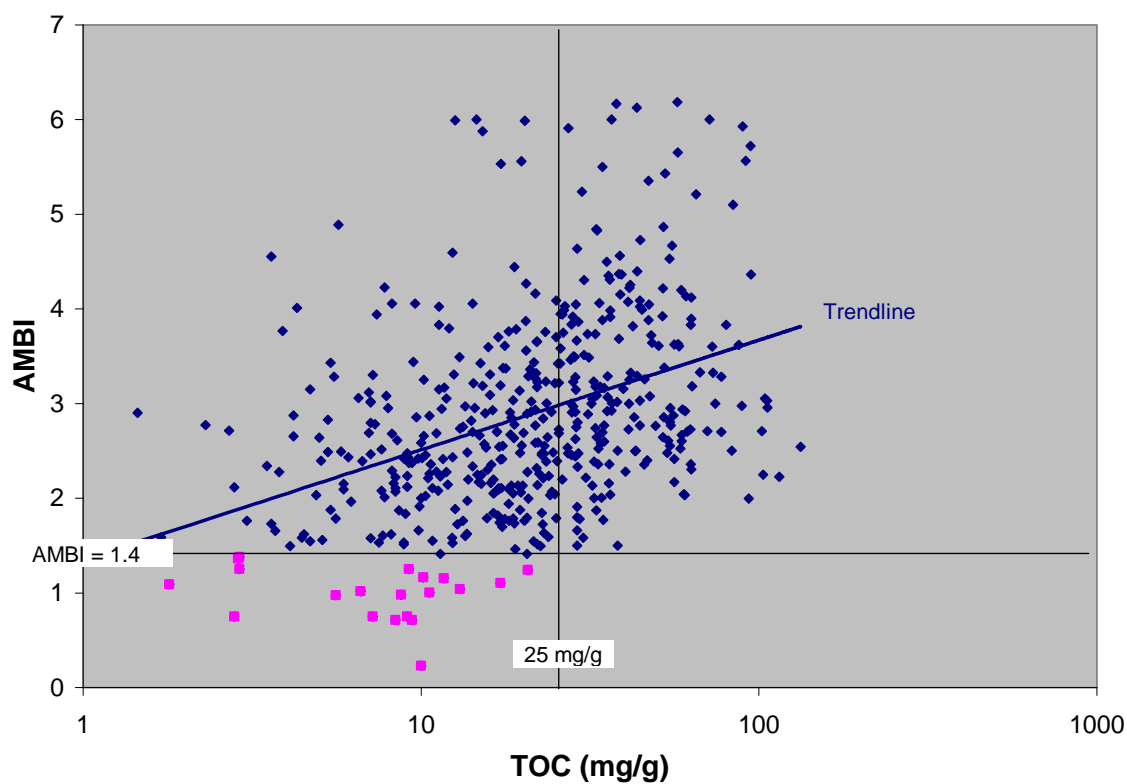
Totalt organisk karbon (TOC) kan betraktes som en indikator på generell påvirkning. TOC viser høye nivåer i oksygenfattige bassenger, i havneområder, i resipienter som mottar avløpsvann, nært akvakulturanlegg og i andre eutrofieringssituasjoner. **Figur 4** og **Figur 5** viser sammenheng mellom TOC i sediment og to ømfintlighetsindekser. **Tabell 4** viser beregnet verdi av TOC ved grenseverdien G/M hos indeksen ISI.

De to ømfintlighetsindeksene ISI og AMBI viser en svært lik respons på TOC i sedimentet. Alle høye verdier for ISI og lave verdier for AMBI (= høy andel ømfintlige arter) finnes på stasjoner der TOC er lavere enn 25 mg/g (indikert med rødt i figurene). Diversitetsindeksene viser lignende korrelasjon (ikke vist som figur).

Forekomst av utvalgte arter ved ulike nivåer av TOC er vist i **Figur 6**. Ingen arter opptrer i større mengder ved høy TOC enn ved lav TOC. Dette kan tyde på toleranse heller enn opportunisme. Børstemarken *Capitella capitata* tilhører den sterkt tolerante gruppen (V) i både ISI og AMBI. Børstemarkene *Glycera alba* og *Chaetozone setosa* er også klassifisert som tolerante (gruppe IV i ISI og AMBI). Børstemarken *Amage auricula* og muslingen *Thyasira croulinensis* er ømfintlige arter (gruppe I i både ISI og AMBI).



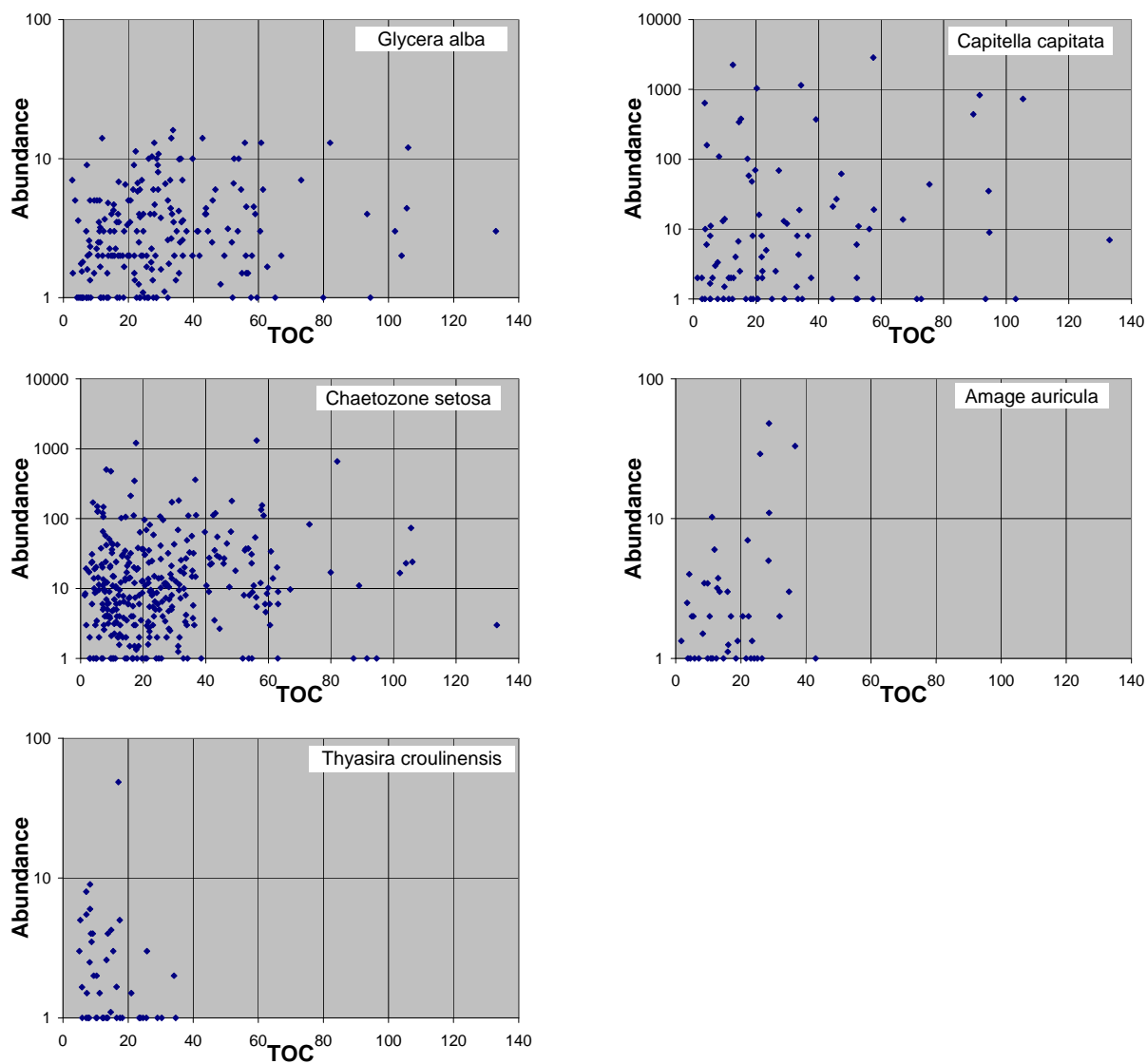
Figur 4. Plott av ømfintlighetsindeksen ISI mot TOC (log skala). Data fra NIVA-basen. ISI-verdier høyere enn 9.25 og TOC-verdier lavere enn 25 mg/g er vist med rødt.



Figur 5. Plott av ømfintlighetsindeksen AMBI mot TOC (log skala). Data fra NIVA-basen. AMBI-verdier lavere enn 1.4 og TOC-verdier lavere enn 25 mg/g er vist med rødt.

Tabell 4. Beregnet verdi for TOC som samsvarer med grensen mellom tilstandsklasse God (II) og Moderat (III) for indeksen ISI.

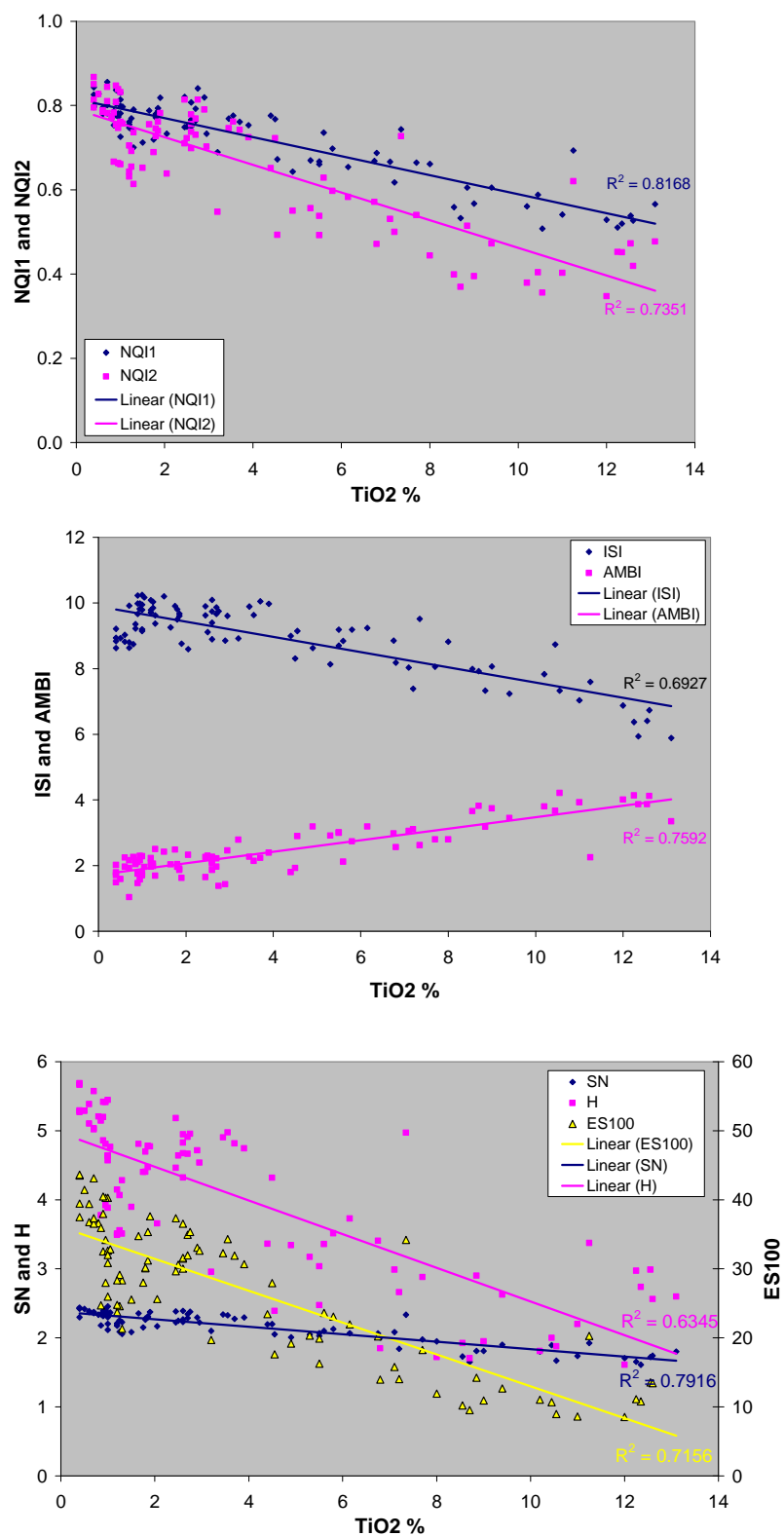
Indeks	Faktor	Indeksgrense G/M	Faktorverdi ved G/M
ISI	TOC	7.5	26.4



Figur 6. Eksempler på forekomst av tolerante og ømfintlige arter vs totalt organisk karbon i sedimentet (TOC, mg/g)

10.3 Gruveavgang

Jøssingfjorden i Rogaland og sjøområdet utenfor (Dyngadypet) har blitt brukt til deponering av avgang fra en titangruve. Utslippsmengden var omkring to millioner tonn pr. år i 1980-årene. I 1984 ble avløpet flyttet fra Jøssingfjorden til Dyngadypet utenfor. Flyttingen resulterte i økt sedimentasjon innenfor 2-3 km avstand fra det nye utslippet. Gruveavgang ble sporet som partikler med høyt titaninnhold, 10–15% TiO_2 , sammenlignet med et bakgrunnsnivå på 0.5–1%. Endringer i bløtbunnsfaunaen i varierende avstand fra det gamle og nye utslippet ble overvåket, og virkningene av gruveavgangen ble analysert. Sedimentering av 4–5 cm gruveavgang pr. år resulterte i endringer i faunaen, mens sedimentering av 1 mm eller mindre pr. år ikke påvirket faunaen (Olsgard and Hasle, 1993). I **Figur 7** er indeksverdier plottet mot nivåene av TiO_2 (over alle stasjoner og tidspunkter). **Tabell 5** viser beregnet verdi av TiO_2 ved grenseverdien G/M hos de fem indeksene.



Figur 7. Virkninger av gruveavgang (TiO_2) i Jøssingfjorden og Dyngadypet

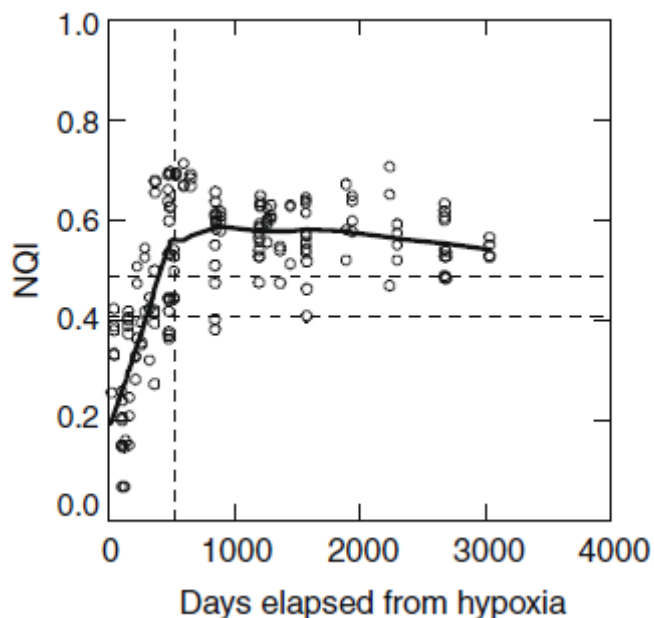
Tabell 5. Beregnet verdi for TiO₂ som samsvarer med grensen mellom tilstandsklasse God (II) og Moderat (III).

Indeks	Faktor	Indeksgrense G/M	Faktorverdi ved G/M
H	TiO ₂	3	8.05
ES100	TiO ₂	17	8.26
ISI	TiO ₂	7.5	10.32
NQI1	TiO ₂	0.63	8.20
NQI2	TiO ₂	0.54	7.64

10.4 Oksygen

10.4.1 Gullmarfjorden

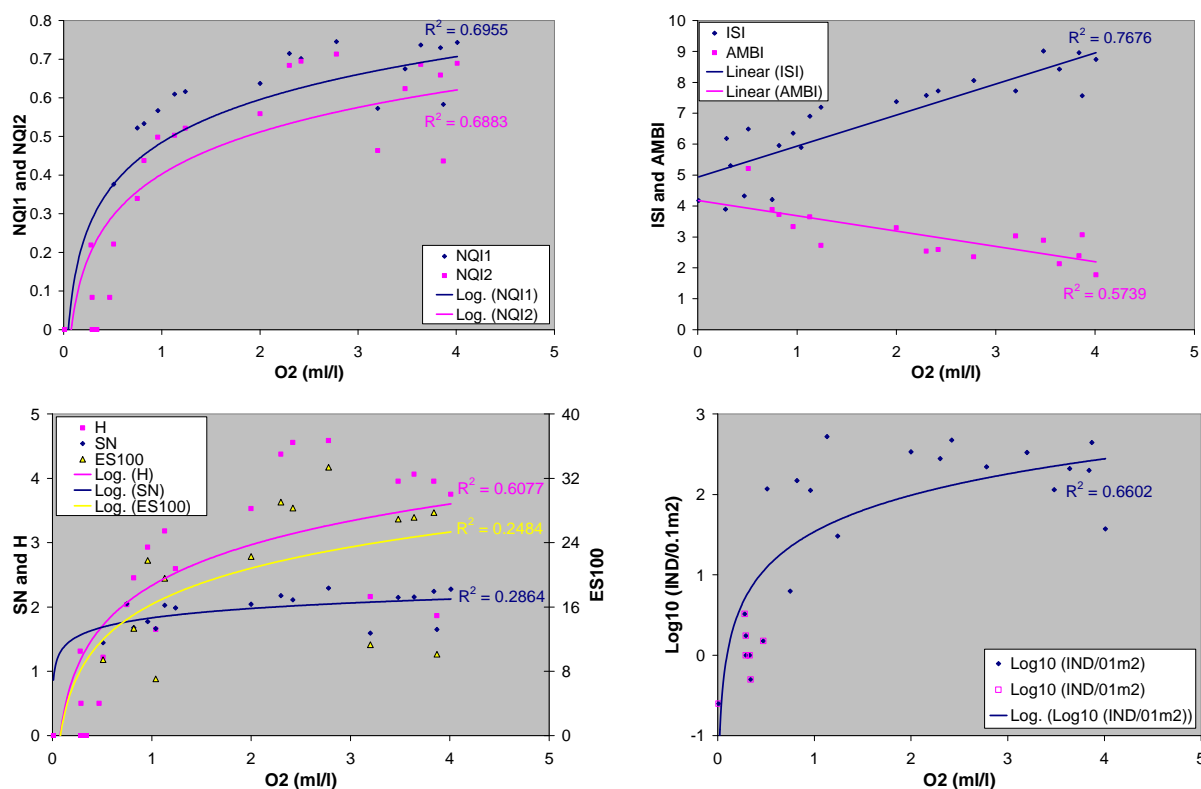
I Gullmarfjorden i Sverige er oksygeninnholdet og bløtbunnsfaunaen fulgt gjennom mange år. Lokaliteten har store og hyppige svingninger i oksygeninnholdet, og det er analysert hvor lang tid det tar fra en oksygenfornyelse skjer og til faunaen er tilbake til vanlig tilstand (Josefson et al, 2009). **Figur 8** viser verdier for NQI1 korrelert med antall dager siden oksygenfattig vann ble erstattet med oksygenrikt vann. Etter ett til to år er faunaen tilbake til normal tilstand, forutsatt (som i Gullmarfjorden) at ny fauna lett kan rekrutteres fra områdene rundt.



Figur 8. NQI1 i Gullmarfjorden

10.4.2 Fjordbassenger i Sør-Norge

I et prosjekt for å sammenligne makrofauna og foraminiferfauna i fjordbassenger i Sør-Norge (Bouchet et al, in prep.), er virkningen av lavt oksygeninnhold undersøkt.



Figur 9. Virkninger av lavt oksygen på bløtbunnsfauna i fjordbassenger på Sørlandet i 2008. Verdiene for O_2 angir minimum O_2 i løpet av 2-årsperioden før faunaprøvene ble tatt. Logaritmisk regresjon ga en bedre tilpasning enn lineær regresjon for de fleste indeksene.

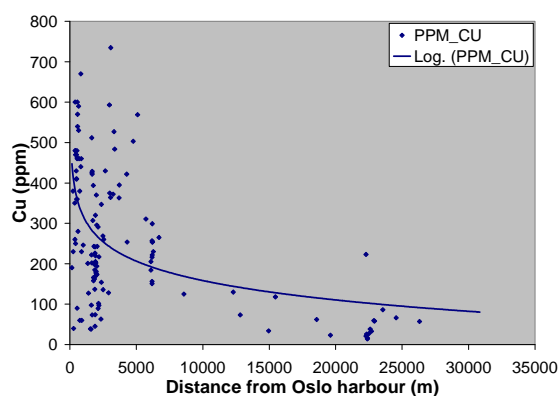
Sist i figuren er individtetthet plottet mot oksygen. På lokalitetene med lavest oksygen (lavere enn 0.5 ml/l, røde punkter i plottet) var faunaen svært individfattig (færre enn 10 individer pr. grabb). ES_{100} kan da ikke beregnes. Heller ikke SN kunne beregnes. Den dårlige korrelasjonen for disse indeksene kan dermed forklares med at spennet ble avkortet i den lave enden. I dette tilfellet var individtettheten i seg selv en god tilstandsindeks (se senere avsnitt, **Individtetthet**).

Tabell 6. Beregnet verdi for O2 som samsvarer med grensen mellom tilstandsklasse God (II) og Moderat (III).

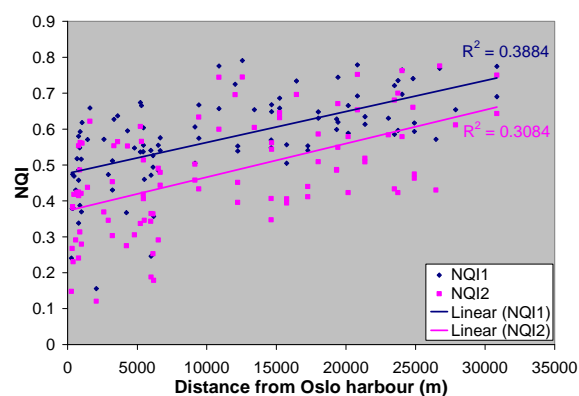
Indeks	Faktor	Indeksgrense	
		G/M	O2 ved G/M
H	O2	3	2.07
ES100	O2	17	1.11
ISI	O2	7.5	2.56
NQI1	O2	0.63	2.48
NQI2	O2	0.54	2.40

10.5 Oslofjord, avstand

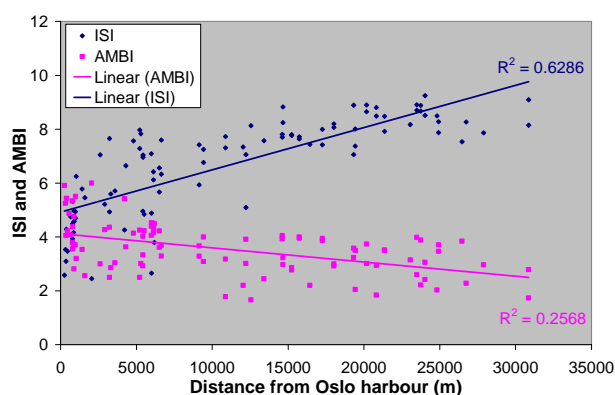
Sedimentene i Oslo havneområde og indre deler av fjorden er forurensset som følge av industri, båttrafikk, veitrafikk, avrenning, snødumping og avløpsvann. Faunaen er påvirket av dette (Olsgard, 1995; Walday and Olsgard, 2004). Sedimentinnholdet av kobber, PAH, PCB og andre miljøfarlige stoffer er høyt. **Figur 10** viser kobber (Cu) i sedimentene i en avstandsgradient fra Oslo havn og utover i fjorden. **Figur 11** viser plott av indeksene mot avstand fra Oslo havn.



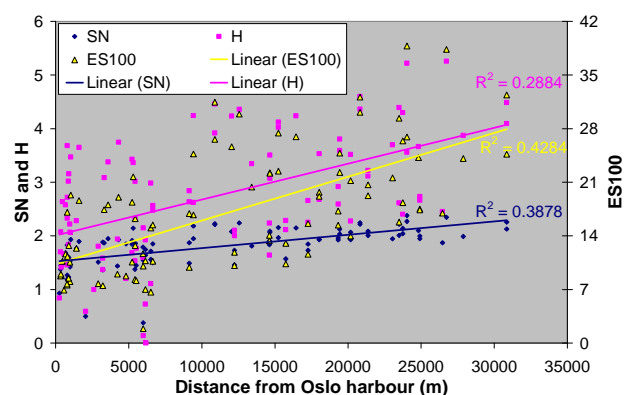
Figur 10. Kobber (Cu) i sedimentet i ulike avstand fra Oslo havn.



NQI1 og NQI2



ISI og AMBI



Artsmangfold

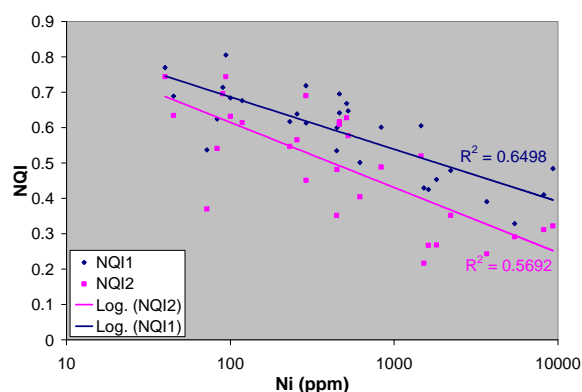
Figur 11. Indekser plottet mot avstand fra Oslo havn

Tabell 7. Beregnet verdi for avstanden fra Oslo Havn (km) som samsvarer med grensen mellom tilstandsklasse God (II) og Moderat (III).

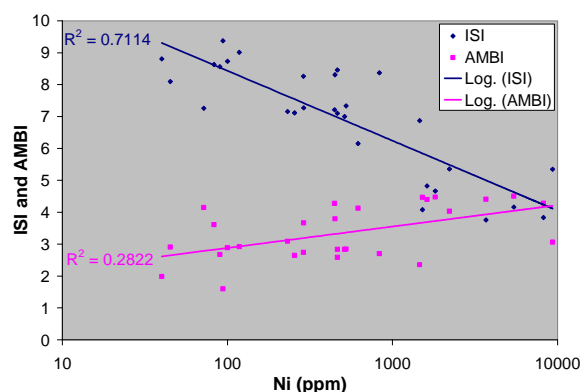
Indeks	Faktor	Indeksgrense	
		G/M	Avstand ved G/M
H	Avstand	3	15.4
ES100	Avstand	17	11.8
ISI	Avstand	7.5	16.5
NQI1	Avstand	0.63	17.8
NQI2	Avstand	0.54	18.0

10.6 Kristiansandsfjorden, nikkel

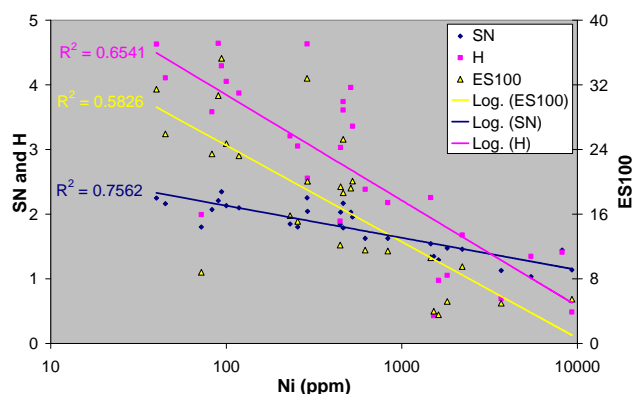
Området ved Hannevika i Kristiansandsfjorden er forurensset med nikkel og andre tungmetaller (Oug et al, 2004; Berge et al, 2007). Prøver av bløtbunnsfauna og sedimenter er tatt på 24 stasjoner, hvor fem stasjoner er prøvetatt to ganger og resten én gang, i løpet av de siste tre tiår. Figur viser plot av indeksene mot nikkelkonsentrasjoner i sedimentene. Forekomsten av andre metaller (f. eks. kobber) var korrelert med nikkel.



NQI1 og NQI2



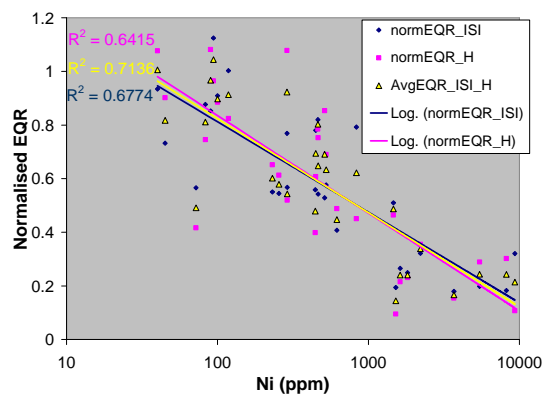
ISI og AMBI



Artsmangfold

Figur 12. Plott av indekser mot nikkel i sedimentene i Kristiansandsfjorden.

Tabell 8 viser beregnet verdi for nikkel (Ni) som samsvarer med grensen mellom tilstandsklasse God (II) og Moderat (III).



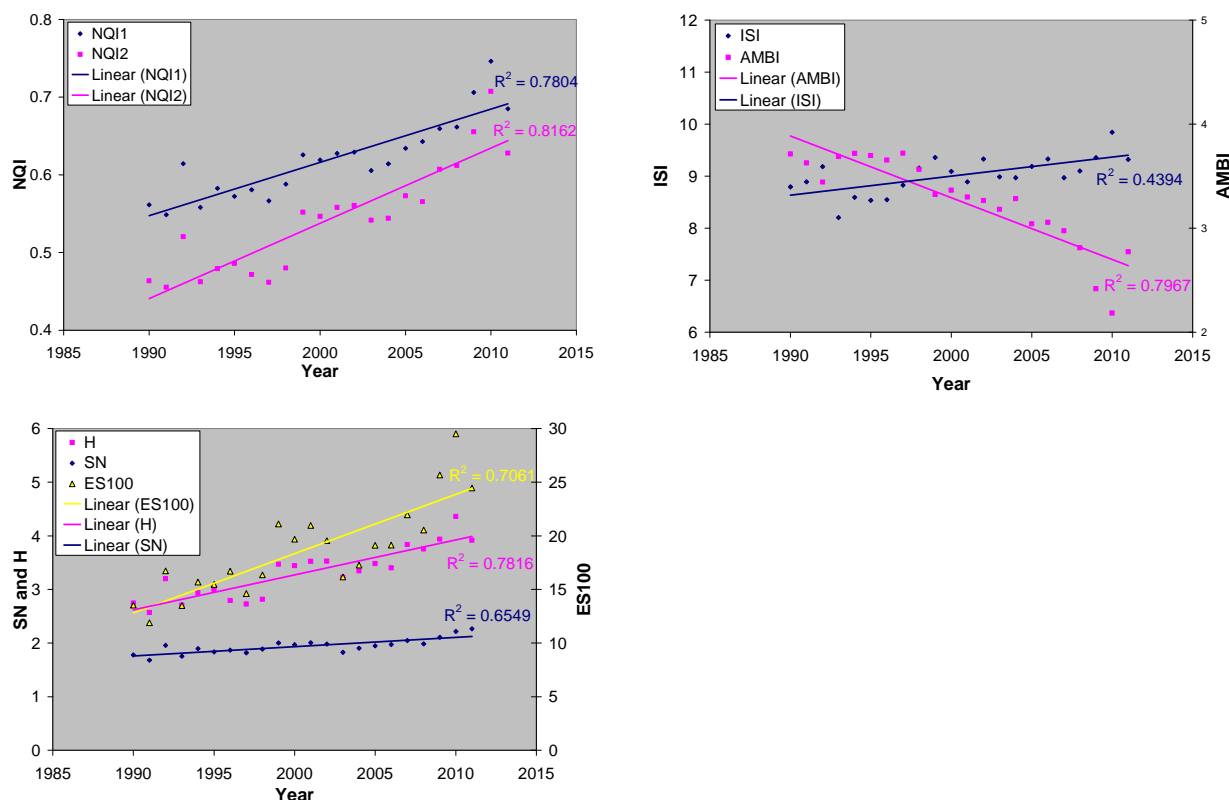
Figur 13. Plott av to indekser mot nikkel i sedimentene i Kristiansandsfjorden. Normalisert EQR for ISI og H, samt gjennomsnitt for ISI og H.

Tabell 8. Beregnet verdi for nikkel (Ni) som samsvarer med grensen mellom tilstandsklasse God (II) og Moderat (III).

Indeks	Faktor	Indeksgrense G/M	Ni ved G/M
H	Ni	3	329
ES100	Ni	17	426
ISI	Ni	7.5	267
NQI1	Ni	0.63	241
NQI2	Ni	0.54	255

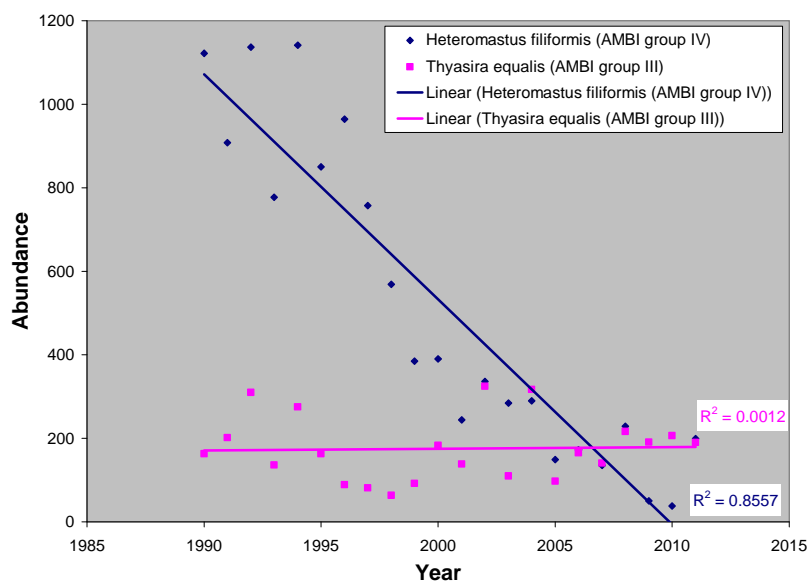
10.7 Tidsplott KYO

Kystovervåkingsprogrammet, et overvåkingsprogram for kystområdene i Sør-Norge, har pågått siden 1990 med årlige innsamlinger. **Figur 14** viser tidsplott for stasjon B35 på 350 m dyp utenfor Arendal.



Figur 14. Tidsutvikling av tilstand på kystovervåkingsstasjonen B35.

I dette tilfellet gir AMBI en mer presis beskrivelse av trend enn ISI. Forklaringen er at artssammensetningen ikke har endret seg særlig mye. Det er hovedsakelig mengdeforholdet mellom artene som har endret seg. Dette fanges best opp av den kvantitative indeksen AMBI. **Figur 15** viser endringen i individmengde hos to av de vanligste artene: *Heteromastus filiformis* (AMBI-gruppe IV) og *Thyasira equalis* (AMBI-gruppe III).



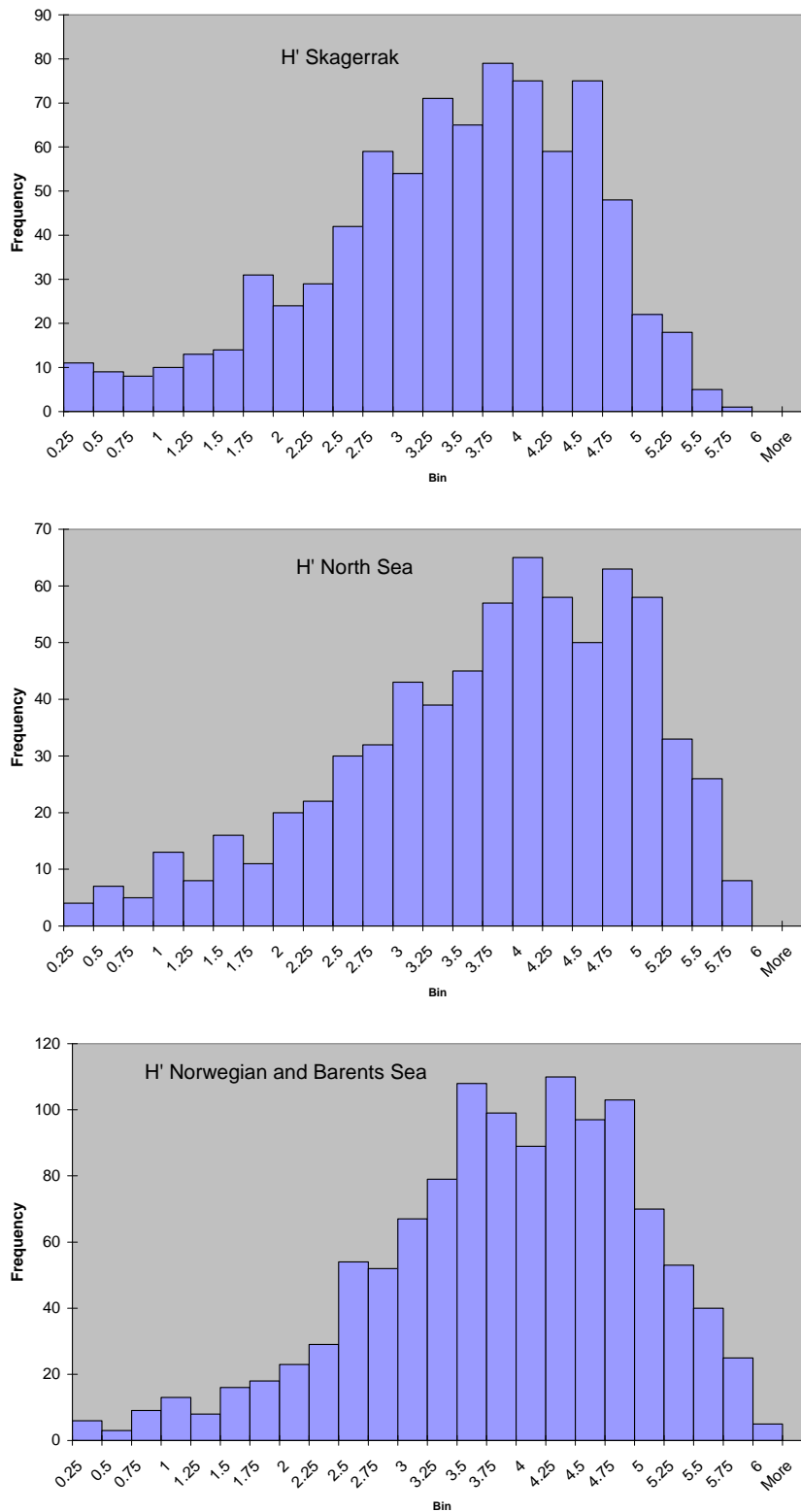
Figur 15. Individmengde (sum antall i fire grabbprøver) hos to av de vanligste artene på B35.

11. Regionale forskjeller

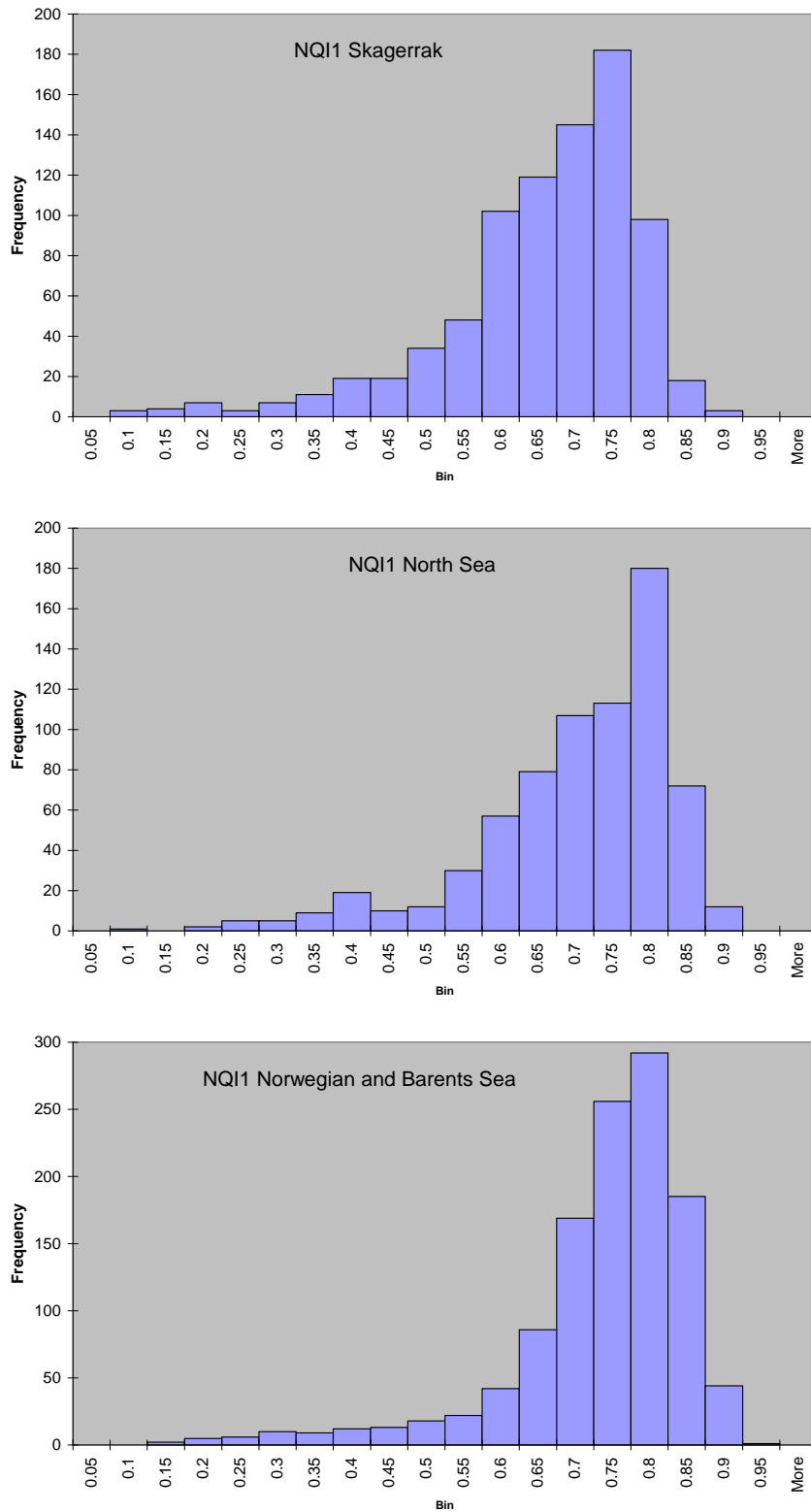
Molvær et al (2009) sammenlignet indeksverdier i bløtbunnsfaunadata fra Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Eksempler på resultatene er vist som histogrammer for to indekser: Artsmangfold (H') og kombinert indeks (NQI1) (**Figur 16 - Figur 17**).

De vestlige og nordlige regionene viser nokså like frekvensfordelinger av indeksverdier (tilstandsverdier). Dette kan tyde på at samme grenser for tilstandsklassifiseringen kan benyttes i disse regionene. I Skagerrakregionen ligger tyngdepunktet for verdiene 8-9% lavere. Hvis dette representerer naturtilstanden i Skagerrak, vil det kreves andre klassegrenser der enn i vestlige og nordlige regioner. Hvis derimot de observerte verdiene i Skagerrak gjenspeiler en regional forurensningspåvirkning, kan naturtilstanden der opprinnelig ha vært den samme som lenger vest og nord. Da kan samme klassegrenser brukes for hele kysten.

Det må tas forbehold om forskjellig representativitet i datasettene fra de ulike regionene. Hvis andelen av referansestasjoner er høyere i ett datasett enn i et annet datasett, kan frekvensfordelingen bli forskjøvet, selv om referansetilstanden i områdene er den samme. Dette må analyseres nærmere ved å innhente mer opplysninger om påvirkningene på stasjonene og hvilke som representerer naturtilstand.



Figur 16. Artsmangfold (H) for regionene Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet



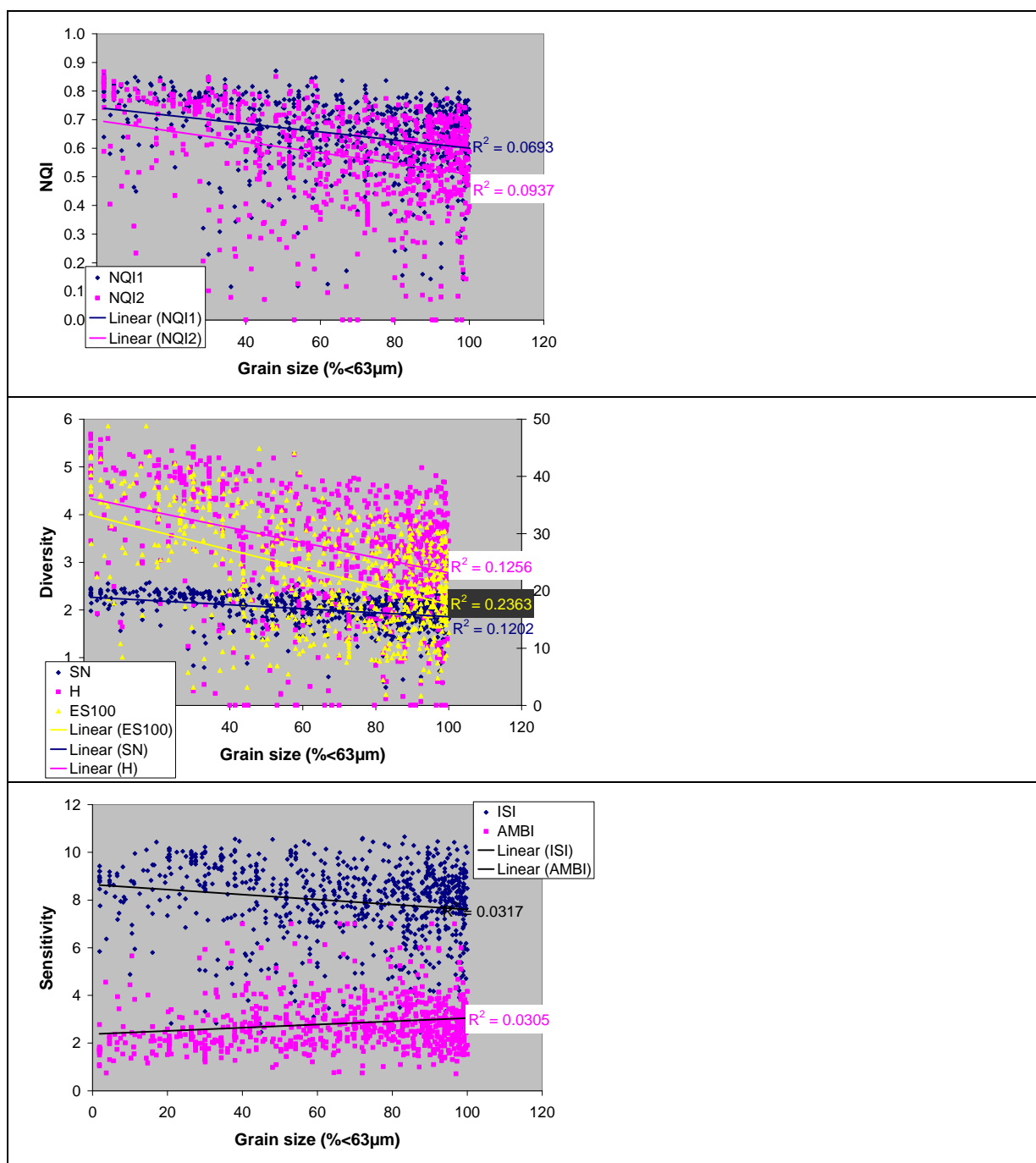
Figur 17. Kombinert indeks (NQI1) for regionene Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet

12. Forskjeller som skyldes habitattype

Både artssammensetning og indeksverdier kan vise variasjon mellom habitattyper. Visse habitater, så som grove sedimenter i grunne områder, kan ha en forurensningspreget fauna. Dette kan skyldes naturlig "forurensning", f. eks. opphopning av råtnende algerester. Den forurensningindikerende børstemarken *Capitella* observeres i blant på forholdsvis grove sedimenter.

12.1 Sediment

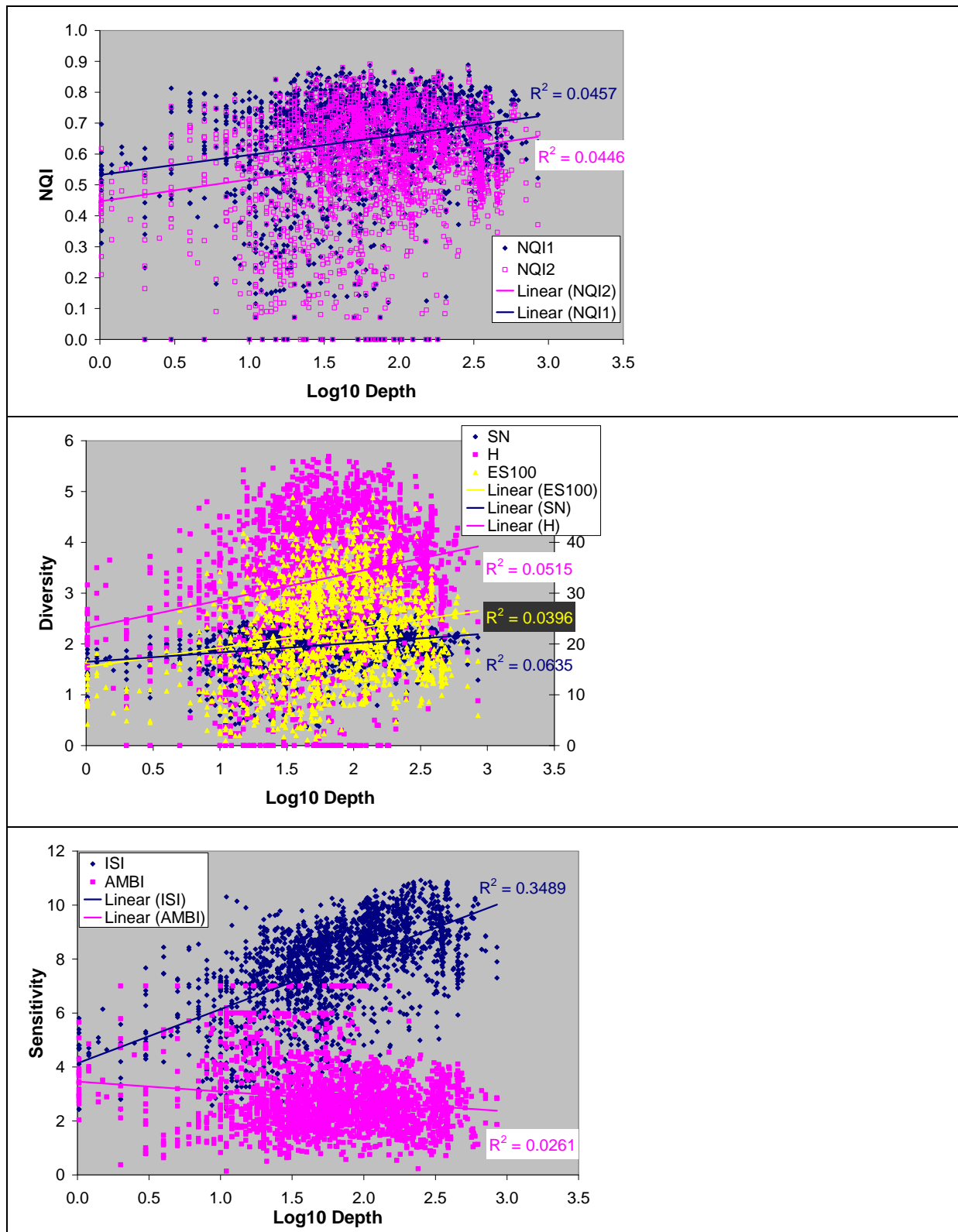
Det er en tendens til litt høyere artsmangfold i grovere sediment og i sediment med flere kornstørrelsesfraksjoner til stede enn i sediment som bare består av finfrasjonene leire og silt (finere enn 63 μm), trolig fordi et sammensatt sediment byr på flere nisjer som flere arter kan finne seg til rette i. Tendensen kommer fram i plottet mellom sedimentets finhet ($\%<63 \mu\text{m}$) og indeksverdiene (**Figur 18**). Sammenhengen er imidlertid svak og har stor variasjon. Normalisering av indekser til kornstørrelse er ikke inkludert i tilstandsklassifiseringen.



Figur 18. Plott av indekser mot sedimentets innhold av finstoff

12.2 Dyp

Noen arter er knyttet til grunne dyp, andre arter til større dyp. Noen finnes på mange dyp. Diversiteten har en tendens til høyeste verdier i midlere dyp (omkring 100 m). Ømfintlighetsindeksen ISI viser laveste verdier på grunne dyp. I **Figur 19** er indeksverdiene plottet mot dyp. Bare ISI viser en noenlunde tydelig sammenheng med dypet, men variasjonen er stor. Normalisering av indekser til dyp er ikke inkludert i tilstandsklassifiseringen. Men det anbefales ikke å bruke indeksene på svært grunne dyp (grunnere enn ca. 5 m) eller der hvor brakkvann influerer gruntvannsområder.



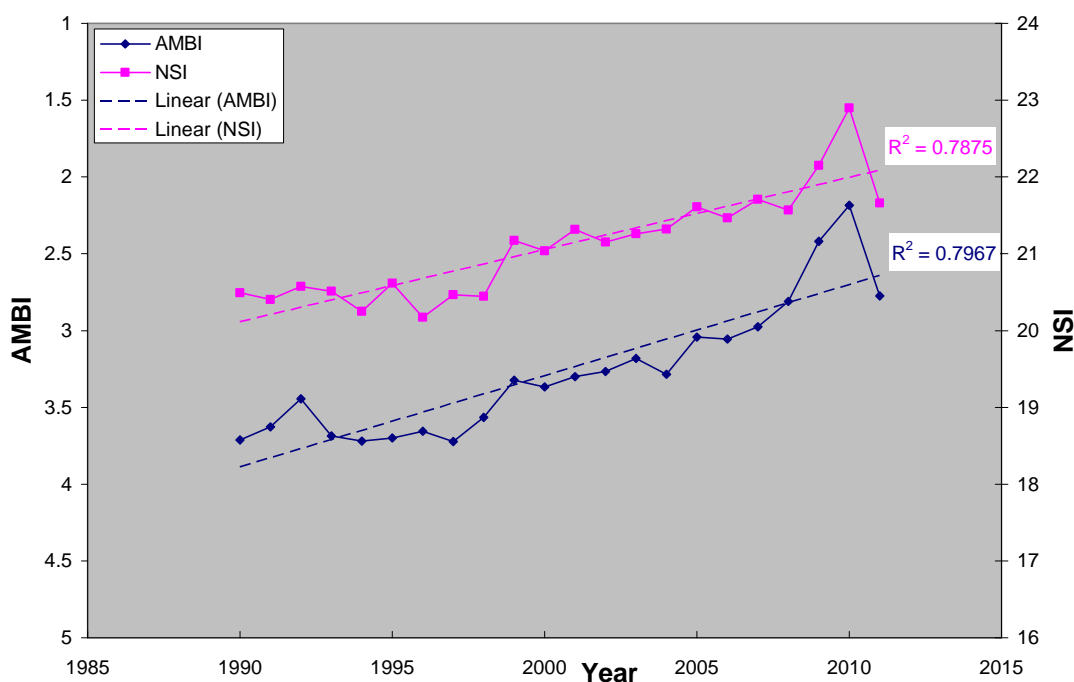
Figur 19. Plott av indekser mot dyp (logaritmisk skala)

13. Videre arbeid med indekser

13.1 Ny ømfintlighetsindeks

I forbindelse med et prosjekt for Forskningsrådet, der Universitetet i Oslo og NIVA samarbeider, er det utarbeidet en ny ømfintlighetsindeks (NSI). Hver arts verdi ble her beregnet ved å summere ES_{100} -verdiene av alle individene av arten og dividere med totalantallet av alle individene av arten. Hvert individs ES_{100} -verdi er lik ES_{100} verdien på stasjonen der individet ble funnet. Denne ømfintlighetsverdien er lik gjennomsnittet av ES_{100} -verdiene hos alle individene av arten (ES_{100_mean}). En stasjons NSI beregnes ved å summere alle individenes ES_mean -verdier og dividere på totalt individtall (av de ømfintlighetsklassifiserte artene) på stasjonen. Dette er identisk med systemet for den svenske BQI (benthic quality index), bortsett fra at BQI er basert på ømfintlighetsverdier beregnet ved $ES_{50_0.05}$ (5% persentilen) i stedet for gjennomsnitt (ES_{100_mean} , som er 50% persentilen). Svenskene brukte ES_{50} i stedet for ES_{100} fordi de hadde mange prøver med færre enn 100 individer. Arter som forekom i færre enn 20 prøver ble ikke tilordnet ømfintlighetsverdier. Dette var for å minske risikoen for tilfeldige slengeverdier.

Figur 20 viser en sammenligning av AMBI- og NSI-verdier på stasjon B35 1990-2011. Aksene for AMBI er snudd opp ned for å få en tydeligere illustrasjon av likheten mellom indeksene. Responsen hos NSI er nesten identisk med responsen hos AMBI. Den kvantitative NSI har altså ikke de samme svakhetene som ISI i å oppdage endringene i mengdeforholdet mellom artene på denne stasjonen (jfr. kommentarene til **Figur 14**). Likheten her skyldes at AMBI og NSI har samme ømfintlighetsklassifisering av de mest dominerende artene på stasjonen.



Figur 20. Trend i faunatilstand på kystovervåkingsstasjonen B35, indikert ved ømfintlighetsindeksene AMBI og NSI.

13.2 Normalisert EQR, gjennomsnitt av flere indekser

I et tidligere kapittel (**5. Fastsetting av tilstandsklasse ut fra flere indekser og kvalitetselementer**) er det drøftet muligheter for en forenkling av systemet for tilstandsindekser dersom normaliserte EQR benyttes.

13.3 Individdtetthet

Det er en svakhet med indeksene som nå brukes, at lav individdtetthet i for liten grad bidrar i tilstandsberegningen (se f. eks. **Figur 9** i avsnittet om oksygen). For NQI1 henger dette sammen med at artsmangfoldsleddet (SN) ikke kan beregnes ved de laveste individdtetthetene. ES_{100} krever minst 100 individer i prøven for å kunne beregnes. Her er en brukbar artsmangfoldsindeks ved lav individdtetthet, men også den er utsatt for usikkerheter ved tilfeldige kombinasjoner av artstall og individdtall når disse er svært lave. *Indeksene bør derfor ha innebygd en kraftig nedvekting når individdtettheten er ekstra lav. En annen mulighet er å bruke individdtettheten som sådan som en tilstandsindeks.* I NQI1 er det knyttet en nedvekting av artsmangfoldsleddet (SN) med koeffisienten $= N/(N+5)$, men fordi SN kan falle bort ved lav N, faller også nedvektingen bort, og bare AMBI-leddet står igjen. Også AMBI-leddet kan være utsatt for representasjon av tilfeldige arter når N er veldig lav.

En mulighet til å forbedre SN og NQI1 er å omdefinere $SN = \ln(S)/\ln(\ln(N))$ til $SN = \ln(S)/\ln(\ln(N+2))$. Da vil de mest utpregete artefaktene ved lave S og N bli borte (Tabell).

Tabell 9. Forskjell i verdiene av SN ved lave arts- og individtall hvis 2 adderes til N i formelen. Rødt: For høy verdi. Blått: For lav verdi.

S	N	N+2	$\ln(S)/\ln(\ln(N))$	$\ln(S)/\ln(\ln(N+2))$
1	1	3	Kan ikke beregnes	0
1	2	4	0	0
1	3	5	0	0
1	4	6	0	0
1	5	7	0	0
1	6	8	0	0
2	2	4	-1.891194394	2.122089644
2	3	5	7.370156208	1.456543466
2	4	6	2.122089644	1.188527883
2	5	7	1.456543466	1.04118393
2	6	8	1.188527883	0.946793852
3	3	5	11.68142121	2.308566774
3	4	6	3.363432509	1.883772126
3	5	7	2.308566774	1.650237486
3	6	8	1.883772126	1.500632751
4	4	6	4.244179289	2.377055767
4	5	7	2.913086932	2.08236786
4	6	8	2.377055767	1.893587703
5	5	7	3.381989195	2.417554219
5	6	8	2.759676284	2.198387244
6	6	8	3.07230001	2.447426603

14. Utvidelse av datatilfanget

14.1 Akvakulturlokaliteter

Det vil være viktig å kunne benytte resultater fra MOM-C undersøkelser innen Vanndirektivarbeidet. Det finnes en stor datamengde og kompetanse som i liten grad er brukt innen VD-arbeidet. Selv om nærsone under anlegg utgjør en påvirket stasjon, har samtlige MOM-C minimum to replikater fra fjernsone og ofte to replikater fra en overgangssone. Data fra alle stasjoner hvor sediment og makroinvertebrater prøvetas vil øke forvaltningens kunnskapsgrunnlag for sikrere klassifisering av vannforekomsters tilstand, årsakene til påvirkning og oppfølging av tilstand, samt virkninger av tiltak.

Noen enkeltarter (f. eks. *Vigtorniella ardabilia* og *Palpiphitima lobifera*) som er hyppige i sedimenter med høy organisk belastning i oppdrettsanleggets nærsone blir ikke riktig vurdert, da det ennå ikke er knyttet ømfintlighetstall (ISI) eller AMBI- klassifisering til disse artene. Data fra UNI SAM-Marin viser at opportunistiske arter kan utgjøre en stor del av prøvene i nærsone i MOM-C undersøkelser. Det anbefales å innlemme kunnskapen om artene inn i

systemene ISI og AMBI, slik at samtlige arter som dominerer og indikerer påvirkning nær oppdrettsanlegg blir med og bidrar i klassifiseringen.

MOM-C undersøkelser på lokaliteter med akvakulturanlegg blir gjennomført i henhold til norsk standard (NS 9410) gjennom prøvetaking av bunnsediment av akkrediterte bedrifter. Artsbestemmelsene (taksonomisk analyse) blir gjennomført i henhold til internasjonal standard (ISO 16665) av akkrediterte laboratorier. Arbeidet holder tilstrekkelig god kvalitet til å kunne brukes til tilstandsvurdering innefor Vanndirektivet.

14.2 Region Midt-Norge

Det finnes en betydelig mengde bløtbunnsfaunadata fra Midt-Norge som ennå ikke er lagt inn i noen database og heller ikke er elektronisk tilgjengelige. Dataene finnes i en samling rapporter hos Marine Bunndyr A/S. Vi vil anbefale at disse skannes og at dataene legges i en database. Dette vil være et meget kost-nyttig tiltak for å øke kunnskapen om regional makrofauna i Norge. Det er viktig å ha all kunnskap tilgjengelig når det skal avgjøres om tilstandsindeksene skal ha ulike klassegrenser i de ulike regionene langs norskekysten.

15. Konklusjon

Indeksene kombinerer alle typer forstyrrelse på faunaen og viser generell forandring i samfunnet koplet til stressfaktorer. Dette er tydeligst ved organisk belastning og oksygenmangel, men også miljøgiftbelastning er vist å påvirke tilstanden (se eksemplene fra Kristiansandsfjorden og Oslofjorden).

Grovt sett responderer de forskjellige indeksene på noenlunde samme måte langs gradientene av påvirkning. Det varierer fra tilfelle til tilfelle hvilken indeks som tilsynelatende egner seg best. Fordi fasiten sjelden er godt nok kjent, bl. a. fordi andre faktorer enn de som er målt kan ha betydning, blir det vanskelig å rangere egnetheten av indeksene. Indeksene framhever forskjellige sider ved faunaen. To hovedtyper er i bruk: Artsmangfold og ømfintlighetsindekser. Kombinert bruk av de to gir som regel mest presis og robust tilstandsklassifisering. Artsmangfoldindeksene viser en kombinasjon av artsrikhet og jevnhet av individantall av de enkelte artene, men de er uavhengige av hvilke arter som er til stede. Ømfintlighetsindeksen ISI viser hvor stor andel av artene som er ømfintlige arter, uten å ta hensyn til individmengden av hver art. AMBI og den nye NSI viser hvor stor andel av individmengden som tilhører ømfintlige arter.

Indeksene responderer forskjellig, avhengig av hvilke av disse faunaparametrene som endrer seg langs påvirkningsgradienten, men datagrunnlaget viser ikke om indeksene responderer spesifikt på bestemte påvirkningstyper. Oksygenmangel og muligens også miljøgifter fører til en fattig fauna med få arter og få individer, mens økt organisk belastning fremmer opportunistiske arter. Ofte er miljøgiftforurensning kombinert med økt organisk belastning eller sedimentering. I en tidsutvikling av forurensningspåvirkning skjer det ofte en forskyvning i mengdeforholdet mellom arter. Da kan en kvantitativ ømfintlighetsindeks være

best egnet til å oppdage endringene, slik som vist i eksemplet fra Kystovervåkingsprogrammet. I andre tilfeller er en ikke kvantitativ ømfintlighetsindeks (som ISI) bedre egnet, slik som mellom lokaliteter med forskjellige miljøgiftnivåer i Kristiansandsfjorden, og i Oslofjorden i forskjellig avstand fra Oslo havn. De ulike artsmangfoldindeksene ser ikke ut til reagere spesifikt på forskjellige forurensningstyper.

Flere indekser må ses i sammenheng for å få et mest mulig pålitelig bilde av tilstanden. Men for å holde analyser og tolkninger enklest mulige, må det unngås å bruke flere indekser som responderer akkurat likt.

Lav individtetthet er knyttet til dårlige forhold for faunaen. Denne parameteren bør derfor knyttes sterkere til tilstandsklassifiseringen.

I stedet for kombinasjonsindekser bør det vurderes å basere tilstandsklassifiseringen på et fritt utvalg av enkeltindekser, da med harmoniserte verdier beregnet ved normalisert EQR.

16. Referenser

Berge J, Bjerkeng B, Næs K, Oug E, Ruus A, 2007. Undersøkelse av miljøtilstanden i Kristiansandsfjorden 2006. Miljøgifter i sediment og organismer og sammensetning av bløtbunnsfauna. NIVA 5506.

Direktoratsgruppa, 2009. Veileder 01:2009 - Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. 180 pp.
(<http://www.vannportalen.no/hoved.aspx?m=47051&amid=2954820>)

ISO 16665:2005(E) Water quality –Guidelines for quantitative sampling and sample processing of marine soft –bottom macrofauna

Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann. SFT 97:03. Statens forurensningstilsyn. Veiledning TA-1467/1997, 36 pp.

Molvær J, Magnusson J, Pedersen A, Rygg B, 2009. Utarbeidelse av system for marin klassifisering. Framdriftsrapport høsten 2008. NIVA rapport 5700-2008, 33 s.

Olsgard F, 1995. Overvåking av forurensningssituasjonen i indre Oslofjord. Undersøkelse av bløtbunnsfauna 1993. Overvåkingsrapport 622/95 TA nr. 1258/1995.

Oug E, Ruus A, Havardstun J, 2004. Miljøtilstanden i Hanneviksbukta og Vesterhavn, Kristiansands-fjorden, før tildekking av forurensede bunnsedimenter. Bunnfauna og miljøgifter i organismer. NIVA 4915.

Rygg B, 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway, NIVA report 4548-2002, 23s

Vannforskriften, 2006. <http://www.lovdata.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20061215-1446.html>

Walday, M., Olsgard, F., 2004. Ny senketunnel i Bjørvika: Biologiske førundersøkelser i november 2003. Bunnforhold kartlagt med ROV og bunnfauna med grabb. NIVA 4832.

Wiklund H, Glover AG, Johannessen PJ, Dahlgren TG. 2009. Cryptic speciation at organic-rich marine habitats: a new bacteriovore annelid from whale-fall and fish farms in the North East Atlantic. *Zoological Journal of the Linnean Society* 155: 774-785.

Vedlegg A.

Vedlegg A. Sammenligning av ømfintlighetsklassifisering av arter i AMBI og ISI. Fordeling av antall arter til hver gruppe (angitt med fem farger) er den samme i ISI som i AMBI. Blå=gruppe I, grønn=gruppe II, gul=gruppe III, orange=gruppe IV, rød=gruppe V.

Art/taxon	ES100min_5 (ISI)	AMBI_group_2010
Oligochaeta	2.432	5
Tubificoides benedii	2.432	5
Tubificoides sp.	2.432	5
Capitella capitata	2.46	5
Capitella sp.	2.46	5
Polydora caeca	2.836	4
Polydora antennata	2.836	4
Polydora ciliata	2.836	4
Polydora caulleryi	2.836	4
Pseudopolydora caulleryi	2.836	4
Pseudopolydora sp.	2.836	4
Polydora sp.	2.836	4
Pseudopolydora paucibranchiata	2.836	4
Polydora socialis	2.836	4
Pseudopolydora antennata	2.836	4
Polydora cornuta	2.836	4
Polydora flava	2.836	4
Polydora giardi	2.836	4
Polydora ligni	2.836	4
Polydora pulchra	2.836	4
Polydora quadrilobata	2.836	4
Polydora sp.	2.836	4
Pseudopolydora pulchra	2.836	4
Nereis sp.	3.17	3
Platynereis dumerilii	3.17	3
Eunereis longissima	3.17	3
Laeonereis glauca	3.17	3
Nereis diversicolor	3.17	3
Nereis elitoralis	3.17	3
Nereis longissima	3.17	3
Nereis pelagica	3.17	3
Nereis virens	3.17	3
Nereis zonata	3.17	3
Stauronereis caecus	3.17	4
Glycera alba	3.326	4
Malacoceros fuliginosus	3.55	5
Anaitides groenlandica	3.658	4
Phyllodoce groenlandica	3.658	4
Ophiodromus flexuosus	3.76	2
Heteromastus sp.	3.76	4
Heteromastus filiformis	3.76	4
Corbula gibba	3.79	4

Pectinaria koreni	3.892	4
Lagis koreni	3.892	4
Pholoe baltica	3.98	1
Pholoe assimilis	3.98	1
Pholoe minuta	3.98	2
Eteone flava	3.98	3
Eteone longa	3.98	3
Eteone sp.	3.98	3
Eteone barbata	3.98	3
Eteone foliosa	3.98	3
Eteone lactea	3.98	3
Eteone picta	3.98	3
Chaetozone setosa	4.174	4
Thyasira sarsi	4.262	3
Prionospio fallax	4.27	4
Nemertina	4.43	3
Anaitides maculata	4.5	2
Phyllodoce maculata	4.5	2
Phyllodoce sp.	4.5	2
Anaitides subulifera	4.5	2
Phyllodoce rosea	4.5	2
Anaitides lineata	4.5	2
Phyllodoce citrina	4.5	2
Phyllodoce lineata	4.5	2
Anaitides mucosa	4.5	3
Phyllodoce mucosa	4.5	3
Cirratulus cirratus	4.552	4
Jasmineira caudata	4.938	2
Jasmineira sp.	4.938	2
Jasmineira candela	4.938	2
Jasmineira elegans	4.938	2
Jasmineira oculata	4.938	2
Goniada maculata	5.16	2
Cossura longocirrata	5.182	4
Mysella bidentata	5.24	3
Diastylis lucifera	5.292	3
Ophiura affinis	5.412	2
Ophiura sarsii	5.412	2
Ophiura albida	5.412	2
Ophiura sp.	5.412	2
Ophiura robusta	5.412	2
Ophiura carnea	5.412	2
Ophiura ophiura	5.412	2
Ophiura texturata	5.412	2
Trochochaeta multisetosa	5.42	3
Scalibregma inflatum	5.63	3
Protodorvillea kefersteini	5.724	2
Mediomastus fragilis	5.87	3
Gattyana cirrhosa	5.908	3
Galathowenia oculata	6.038	3

Myriochele oculata	6.038	3
Priapulus caudatus	6.164	3
Paramphinoe jeffreysii	6.182	3
Paramphinoe sp.	6.182	3
Abra nitida	6.444	3
Scoloplos armiger	6.55	3
Thyasira equalis	6.578	3
Thyasira flexuosa	6.578	3
Thyasira sarsi	6.578	3
Thyasira flexuosa	6.578	3
Nephtys pulchra	6.74	2
Nephtys sp.	6.74	2
Nephtys cirrosa	6.74	2
Nephtys caeca	6.74	2
Nephtys hystericis	6.74	2
Nephtys longosetosa	6.74	2
Nephtys kersivalensis	6.74	2
Nephtys pente	6.74	2
Thyasira equalis	6.846	3
Abra alba	6.9	3
Tharyx marioni	6.914	4
Tharyx sp.	6.914	4
Tharyx killariensis	6.914	4
Aphelochaeta sp.	6.914	4
Aphelochaeta marioni	6.914	4
Aphelochaeta mcintoshii	6.914	4
Tharyx mcintoshii	6.914	4
Diastylis rathkei	6.922	3
Polyphysia crassa	7.018	3
Spiophanes kroyeri	7.056	3
Nereimyra punctata	7.164	3
Cauleriella serrata	7.182	3
Cauleriella killariensis	7.182	4
Cauleriella killariensis	7.182	4
Cauleriella bioculata	7.182	4
Cauleriella zetlandica	7.182	4
Macoma calcarea	7.198	2
Eunoe nodosa	7.23	2
Harmothoe nodosa	7.23	2
Harmothoe sp.	7.23	2
Harmothoe antilopes	7.23	2
Harmothoe castanea	7.23	2
Harmothoe fragilis	7.23	2
Harmothoe imbricata	7.23	2
Harmothoe impar	7.23	2
Harmothoe longisetis	7.23	2
Harmothoe lunulata	7.23	2
Harmothoe spinifera	7.23	2
Malmgreniella castanea	7.23	2
Chone infundibuliformis	7.244	2

Chone sp.	7.244	2
Chone duneri	7.244	2
Chone collaris	7.244	2
Chone filicaudata	7.244	2
Ennucula tenuis	7.318	2
Nuculoma tenuis	7.318	2
Ophelina acuminata	7.404	3
Anobothrus gracilis	7.412	3
Sosane gracilis	7.412	3
Glycera lapidum	7.42	2
Glycera capitata	7.42	2
Amphiura filiformis	7.462	2
Chaetoderma nitidulum	7.488	2
Prionospio cirrifera	7.566	4
Paraedwardsia arenaria	7.588	2
Edwardsia sp.	7.588	2
Edwardsia danica	7.588	2
EDWARDSIIDAE	7.588	2
Edwardsia longicornis	7.588	2
Edwardsia tuberculata	7.588	2
Edwardsia andresi	7.588	2
Paraedwardsia sarsi	7.588	2
Edwardsia claparedii	7.588	3
Typosyllis cornuta	7.668	2
Syllis cornuta	7.668	2
Corophium sp.	7.722	3
Corophium affine	7.722	3
Corophium bonnellii	7.722	3
Corophium crassicorne	7.722	3
Corophium insidiosum	7.722	3
Corophium sextonae	7.722	3
Corophium volutator	7.722	3
Nephtys ciliata	7.754	2
Maldane sarsi	7.768	1
Lumbrineris sp.	7.814	2
Lumbrineris aniara	7.814	2
Lumbrineris gracilis	7.814	2
Lumbrineris latreilli	7.814	2
Lumbrineris sp.	7.814	2
Lumbrineris tetraura	7.814	2
Scoletoma magnidentata	7.814	2
Labidoplax buskii	7.85	1
Euchone sp.	7.874	2
Euchone analis	7.874	2
Euchone incolor	7.874	2
Euchone rosea	7.874	2
Euchone rubrocincta	7.874	2
Euchone southerni	7.874	2
Lucinoma borealis	7.936	1
Spio filicornis	8.138	3

Myrtea spinifera	8.19	2
Leanira tetragona	8.194	2
Neoleanira tetragona	8.194	2
Spiochaetopterus typicus	8.232	3
Glycera sp.	8.3	2
Glycera gigantea	8.3	2
Nephtys hombergii	8.4	2
Diplocirrus glaucus	8.438	1
Amphiura chiajei	8.6	2
Lunatia alderi	8.68	2
Natica alderi	8.68	2
Euspira pulchella	8.68	2
Ceratocephale loveni	8.822	2
Owenia fusiformis	8.906	2
Philine scabra	8.914	2
Exogone sp.	8.986	2
Exogone verugera	8.986	2
Exogone hebes	8.986	2
Exogone dispar	8.986	2
Exogone naidina	8.986	2
Lumbrineris fragilis	9.15	2
Scoletoma fragilis	9.15	2
Pholoe sp.	9.154	2
Amphicteis gunneri	9.156	3
Nephtys paradoxa	9.24	2
Myriochele heeri	9.294	3
Myriochele sp.	9.294	3
Galathowenia fragilis	9.294	3
Myriochele danielsseni	9.294	3
Myriochele fragilis	9.294	3
Melinna cristata	9.326	3
Echinocardium cordatum	9.342	1
Sphaerodorum gracilis	9.376	2
Sphaerodorum flavum	9.376	2
Philine quadrata	9.416	2
Nucula nitidosa	9.434	1
Nucula turgida	9.434	1
Thyasira gouldi	9.498	1
Thyasira sp.	9.498	2
Axinulus eumyrius	9.498	2
Thyasira eumyria	9.498	2
Terebellides stroemii	9.508	2
Glycinde nordmanni	9.54	2
Cirrophorus lyra	9.556	3
Paradoneis lyra	9.556	3
Ampharete finmarchica	9.668	1
Ampharete lindstroemi	9.668	1
Ampharete sp.	9.668	1
Ampharete falcata	9.668	2
Ampharete baltica	9.668	2

<i>Paraonis gracilis</i>	9.716	3
<i>Levinsonia gracilis</i>	9.716	3
<i>Leucon nasica</i>	9.796	2
<i>Chaetoderma nitidulum</i>	9.852	2
<i>Cerianthus lloydi</i>	9.91	1
<i>Cerianthus</i> sp.	9.91	1
<i>Cylichna cylindracea</i>	9.946	2
<i>Cylichna alba</i>	9.946	2
<i>Cylichna occulta</i>	9.946	2
<i>Cylichna</i> sp.	9.946	2
<i>Eudorella emarginata</i>	9.972	2
<i>Pectinaria auricoma</i>	10.072	1
<i>Kelliella miliaris</i>	10.162	1
<i>Kelliella abyssicola</i>	10.162	1
<i>Synelmis klatti</i>	10.198	2
<i>Glyphohesione klatti</i>	10.198	2
<i>Laonice cirrata</i>	10.244	3
<i>Scolecopsis tridentata</i>	10.284	3
<i>Scolecopsis</i> sp.	10.284	3
<i>Scolecopsis foliosa</i>	10.284	3
<i>Scolecopsis korsuni</i>	10.284	3
<i>Scolecopsis squamata</i>	10.284	3
<i>Parvicardium minimum</i>	10.306	1
<i>Arrhis phyllonyx</i>	10.484	3
<i>Arctica islandica</i>	10.534	3
<i>Euchone papillosa</i>	10.586	2
<i>Rhodine loveni</i>	10.638	2
<i>Montacuta ferruginosa</i>	10.876	2
<i>Tellimya ferruginosa</i>	10.876	2
<i>Montacuta tenella</i>	10.876	2
<i>Montacuta substriata</i>	10.876	2
<i>Montacuta</i> sp.	10.876	2
<i>Notomastus latericeus</i>	10.946	3
<i>Mendicula ferruginosa</i>	10.998	2
<i>Thyasira ferruginea</i>	10.998	2
<i>Yoldiella lucida</i>	11.182	1
<i>Ophelina abranchiata</i>	11.232	1
<i>Ophelina minima</i>	11.232	1
<i>Ophelina modesta</i>	11.232	3
<i>Pista cristata</i>	11.348	1
<i>Polycirrus plumosus</i>	11.42	4
<i>Trichobranchus roseus</i>	11.462	2
<i>Brada villosa</i>	11.466	1
<i>Brada</i> sp.	11.466	1
<i>Amphilepis norvegica</i>	11.534	1
<i>Cheirocratus sundevalli</i>	11.554	1
<i>Cheirocratus</i> sp.	11.554	1
<i>Cheirocratus intermedius</i>	11.554	1
<i>Cheirocratus robustus</i>	11.554	1
<i>Prionospio dubia</i>	11.706	2

Polycirrus norvegicus	11.706	4
Polycirrus medusa	11.706	4
Polycirrus sp.	11.706	4
Prionospio banyulensis	11.706	4
Prionospio ehlersi	11.706	4
Philomedes globosus	11.73	2
Leptognathia breviremis	11.74	1
TANAIDACEA	11.74	2
Typhlotanais aequiremis	11.74	2
Typhlotanais sp.	11.74	2
Typhlotanais tenuimanus	11.74	2
Diastylis cornuta	11.746	1
Cuspidaria obesa	11.796	1
Cuspidaria cuspidata	11.796	1
Cuspidaria abbreviata	11.796	1
Tropidomya abbreviata	11.796	1
Cuspidaria costellata	11.796	1
Cuspidaria jugosa	11.796	1
Cuspidaria lamellosa	11.796	1
Cuspidaria rostrata	11.796	1
Cuspidaria sp.	11.796	1
Calocaris macandreae	11.93	2
Amythasides macroglossus	11.95	1
Phascolion strombi	11.99	1
Philomedes lilljeborgi	11.992	2
Westwoodilla caecula	12.048	2
Mugga wahrbergi	12.07	2
Ctenodiscus crispatus	12.08	1
Sosane sulcata	12.092	2
Euclymeninae	12.146	3
Nephtys incisa	12.178	2
Glycera rouxi	12.306	2
Glycera unicornis	12.306	2
Phylo norvegicus	12.31	1
Orbinia norvegica	12.31	1
Diastylodes serrata	12.324	1
Diastylodes biplicata	12.324	1
Eriopisa elongata	12.34	1
Golfingia minuta	12.364	1
Golfingia sp.	12.364	1
Golfingia margaritacea	12.364	1
Golfingia procera	12.364	1
Golfingia vulgaris	12.364	1
Phascolosoma minutum	12.364	1
Phascolosoma sp.	12.364	1
Thysanocardia procera	12.364	1
Sabellides octocirrata	12.422	2
Drilonereis filum	12.474	2
Yoldiella fraterna	12.544	1
Yoldiella nana	12.544	1

Harpinia laevis	12.574	1
Harpinia sp.	12.574	1
Harpinia antennaria	12.574	1
Harpinia pectinata	12.574	1
Harpinia crenulata	12.574	1
Harpinia truncata	12.574	1
Apistobranchus tullbergi	12.626	1
Nucula tumidula	12.768	1
Paradiopatra quadricuspis	12.772	1
Sarsonuphis quadricuspis	12.772	1
Onuphis quadricuspis	12.772	1
Hyala vitrea	12.816	1
Onoba vitrea	12.816	1
Pectinaria belgica	12.824	1
Nucula sulcata	12.918	1
Onchnesoma steenstrupi	13.004	1
Lanassa venusta	13.016	1
Brissopsis lyrifera	13.038	1
Thracia sp.	13.104	1
Thracia villosiuscula	13.104	1
Thracia myopsis	13.104	1
Thracia papyracea	13.104	1
Thracia phaseolina	13.104	1
Thracia pubescens	13.104	1
Thracia rectangularis	13.104	1
Euclymene oerstedii	13.236	1
Euclymene praetermissa	13.236	3
Euclymene affinis	13.236	3
Euclymene droebachiensis	13.236	3
Euclymene robusta	13.236	5
Ampelisca tenuicornis	13.282	1
Samytha sexcirrata	13.408	1
Thyasira pygmaea	13.412	1
Thyasira pygmaea	13.412	1
Rhodine gracilior	13.442	1
Thyasira obsoleta	13.454	1
Antinoella sarsi	13.54	1
Bylgides sarsi	13.54	1
Harmothoe sarsi	13.54	1
Gyptis rosea	13.54	1
Aricidea catherinae	13.69	1
Aricidea albatrossae	13.69	1
Aricidea cerrutii	13.69	1
Aricidea jeffreysi	13.69	1
Aricidea laubieri	13.69	1
Aricidea minuta	13.69	1
Aricidea quadrilobata	13.69	1
Aricidea roberti	13.69	1
Aricidea simonae	13.69	1
Aricidea suecica	13.69	1

Aricidea wassi	13.69	1
Echinocardium flavescens	13.826	2
Prionospio multibranchiata	13.94	3
Eudorella truncatula	14.034	1
Proclea grafii	14.072	1
Lumbrineris scopa	14.092	1
Abyssoninoe scopa	14.092	1
Abyssoninoe hibernica	14.092	2
Asychis biceps	14.194	2
Tryphosites longipes	14.198	1
Ophelina norvegica	14.258	1
Aphrodita aculeata	14.372	1
Aphrodita sp.	14.372	1
Astarte elliptica	14.44	1
Amaeana trilobata	14.538	1
Antalis entalis	14.574	1
Dentalium entalis	14.574	1
Magelona minuta	14.638	1
Scutopus ventrolineatus	14.694	1
Monoculodes sp.	14.936	1
Monoculodes borealis	14.936	1
Monoculodes carinatus	14.936	1
Monoculodes norvegicus	14.936	1
Monoculodes packardii	14.936	1
Monoculodes tenuirostratus	14.936	1
Monoculodes tessellatus	14.936	1
Monoculodes tuberculatus	14.936	1
Yoldiella philippiana	15.256	1
Yoldiella tomlini	15.256	1
Pholoe aniculata	15.548	1
Venus ovata	15.582	1
Timoclea ovata	15.582	1
Streblosoma bairdi	15.624	1
Eclysiptpe vanelli	15.638	1
Astarte sulcata	16.052	1
Pardaliscia tenuipes	16.126	1
Echinocyamus pusillus	16.14	1
Pholoe pallida	16.362	1
Liljeborgia macronyx	16.384	1
Ophelina cylindrica data	16.392	1
Nuculana minuta	16.506	1
Streblosoma intestinale	16.684	1
Thyasira croulinensis	16.762	1
Axinulus croulinensis	16.762	1
Entalina quinquangularis	16.902	1
Entalina tetragona	16.902	1
Amage auricula	16.948	1
Neohela monstrosa	17.384	1
Prionospio steenstrupi	17.862	4
Nicippe tumida	18.152	1

Ampelisca aequicornis	19.604	1
Ampelisca gibba	20.636	1
Paramphitrite tetrabanchia	20.914	1

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnærmingssmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no